

# **Cambios en las reservas de materia orgánica del suelo y sus fracciones granulométricas: efecto de la secuencia de cultivo, del sistema de labranza y de la fertilización nitrogenada**

*Tesis presentada para optar al título de Magister de la Universidad de Buenos Aires,  
Área Ciencia del Suelo*

**ALICIA BEATRIZ IRIZAR**

Ingeniera Agrónoma - Facultad de Ciencias Agrarias de la  
Universidad Nacional de Rosario – 2004)

Lugar de trabajo: EEA Pergamino de INTA



Escuela para Graduados Ing. Agr. Alberto Soriano  
Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires



## **COMITÉ CONSEJERO**

Director de tesis

**Adrián Enrique Andriulo**

Ingeniero Agrónomo (Universidad Nacional de Rosario)

M.Sc. (Universidad Nacional del Sur)

Doctor (Institut National Agronomique Paris – Grignon, Francia)

Consejero de estudios

**Diego Julián Cosentino**

Ingeniero Agrónomo (Universidad de Buenos Aires)

M.Sc. (Universidad de Buenos Aires)

Doctor (Institut National Agronomique Paris – Grignon, Francia)

## **JURADO DE TESIS**

Director de tesis

**Adrián Enrique Andriulo**

Ingeniero Agrónomo (Universidad Nacional de Rosario)

M.Sc. (Universidad Nacional del Sur)

Doctor (Institut National Agronomique Paris – Grignon, Francia)

**JURADO**

**Roberto Alvarez**

Ingeniero Agrónomo (Universidad de Buenos Aires)

**JURADO**

**Guillermo A. Studdert**

Ingeniero Agrónomo (Universidad Nacional de Mar del Plata)

M.Sc. (University of Nebraska - Estados Unidos)

Doctor (Universitat de Lleida - España)

Fecha de defensa de la tesis: 9 de diciembre de 2010

## ***DEDICATORIA***

*A Pedro...*  
*Por su gran amor y compañía*

*“Sólo llega a nuevas metas, quien sabe que todavía no ha conquistado aquello a lo que  
aspira” Juan Pablo I*

## **AGRADECIMIENTOS**

A mis papás que me enseñaron el valor del estudio y del trabajo y me apoyaron incondicionalmente con mucho amor.

A mi hermana y mis sobrinos que fueron mis grandes compañeros en esta etapa, llenándola de felicidad y risas.

A mi familia y amigos que me apoyaron y supieron entender mis momentos y mis tiempos sin exigirme nada.

A mis compañeros del laboratorio de Gestión Ambiental de la EEA Pergamino de INTA que me ayudaron con los trabajos de campo y de laboratorio y me brindaron mucho apoyo siempre que lo necesité.

Al Dr. Adrián Andriulo por su confianza en mí y su colaboración permanente en el desarrollo de la tesis creando un ámbito de discusión muy enriquecedor.

Al Dr. Diego Cosentino por haber aceptado participar del comité consejero y realizar aportes interesantes al trabajo de tesis.

A la Ing. Agr. Carolina Sasal por sus importantes consejos de amiga y sus valiosos aportes a este trabajo.

Al Ing. Agr. Manuel Ferrari por sus aportes técnicos y sus apreciables consejos de compañero.

A la Sra. Catalina Améndola por su importante colaboración en el análisis estadístico de los datos.

A la Sra. Iris Ballestrase por su colaboración en las búsquedas bibliográficas.

Y a todas aquellas personas que hicieron su aporte en este trabajo de tesis, y en este momento, sin querer, omití su mención.

## ***INDICE GENERAL***

### **CAPÍTULO 1 INTRODUCCIÓN GENERAL**

---

1.1 Influencia de las prácticas de manejo sobre la materia orgánica del suelo	1
1.1.1 Cambios en los contenidos de carbono según cómo se expresen los resultados	5
1.2 El fraccionamiento de la MOS	5
1.2.1 Fraccionamiento físico de la MOS	6
1.3 Hipótesis de trabajo	7
1.4 Objetivos	8

### **CAPÍTULO 2 MATERIALES Y MÉTODOS**

---

2.1 Caracterización edafoclimática de la zona de estudio	9
2.2 Descripción de los ensayos de secuencias de cultivo y sistemas de labranza de largo plazo	9
2.3 Muestreos	12
2.3.1 Junio de 2004	12
2.3.2 Junio de 2008	13
2.3.3 Rendimientos históricos promedio de los cultivos	15
2.4 Expresión de los resultados en masa equivalente de suelo	15
2.4.1 Cálculo del stock de COS a una masa equivalente de suelo	16

### **CAPÍTULO 3 COMPARACIÓN DE DOS MÉTODOS DE FRACCIONAMIENTO FÍSICO DE LA MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO**

---

3.1 Introducción	17
3.2 Materiales y métodos	18
3.2.1 Muestreo de suelo y determinación de C lábil	18
3.2.2 Análisis estadístico	19
3.3 Resultados y discusión	19
3.4 Conclusiones	22

#### **CAPÍTULO 4**

##### **EFFECTOS DE LA SECUENCIA DE CULTIVO Y DEL SISTEMA DE LABRANZA SOBRE LA MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO**

---

4.1 Introducción	23
4.2 Materiales y métodos	24
4.2.1 Descripción de los sistemas de cultivo	24
4.2.2 Retorno de C y N por los residuos de los cultivos	25
4.2.3 Índice de intensificación de la secuencia de cultivo	25
4.2.4 Temperatura y humedad del suelo	25
4.2.5 Inicio de las secuencias de cultivo	26
4.2.6 Análisis estadístico	26
4.3 Resultados y discusión	27
4.3.1 Efecto de la secuencia de cultivo y del sistema de labranza luego de 25 años	27
4.3.1.1 Efecto del sistema de labranza	29
4.3.1.2 Efecto de la secuencia de cultivo	33
4.3.2 Evolución de las reservas de COS en las secuencias M-T/S, T/S, M y S bajo SD y LV	38
4.4 Conclusiones	40

#### **CAPÍTULO 5**

##### **EFFECTO DE LA FERTILIZACIÓN NITROGENADA BAJO SIEMBRA DIRECTA SOBRE LA MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO**

---

5.1 Introducción	41
5.2 Materiales y métodos	42
5.2.1 Balance entre las entradas y las salidas de N del agrosistema	42
5.2.2 Relación C/N de los residuos de los cultivos que participan en las diferentes secuencias	43
5.2.3 Análisis estadístico	43
5.3 Resultados y discusión	44
5.4 Conclusiones	50

#### **CAPÍTULO 6**

##### **CONCLUSIONES GENERALES**

---

Conclusiones generales	51
------------------------	----

#### **BIBLIOGRAFÍA**

---

Bibliografía	53
--------------	----

## **INDICE DE TABLAS**

Tabla 2.1- Ejemplo de cálculo del stock de COS para una masa equivalente de suelo de 2500 Mg ha <sup>-1</sup> .	16
Tabla 3.1- Diferencia entre los valores medios de carbono lábil obtenidos por fraccionamiento granulométrico y densimétrico.	21
Tabla 4.1- Efecto de la secuencia de cultivo y del sistema de labranza sobre la materia orgánica del suelo, sus fracciones granulométricas y la relación COP/NOP, expresadas como stock a 2500 Mg suelo ha <sup>-1</sup> .	28
Tabla 4.2- Efecto de la secuencia de cultivo y del sistema de labranza sobre los rendimientos históricos promedio, expresados en materia seca, de los distintos cultivos que participan en el experimento.	30
Tabla 4.3- Efecto de la secuencia de cultivo y del sistema de labranza sobre algunas variables edáficas y sobre las características de los rastrojos que se encuentran sobre la superficie del suelo.	31
Tabla 4.4- Variación de largo plazo de las reservas de carbono orgánico del suelo (COS) con respecto al stock de COS de la situación de partida, expresados en Mg ha <sup>-1</sup> a una masa de suelo equivalente de 2500 Mg ha <sup>-1</sup> .	38
Tabla 5.1- Efecto de la fertilización nitrogenada bajo siembra directa sobre la materia orgánica del suelo, sus fracciones granulométricas y relaciones C/N, expresadas como stock a 2500 Mg suelo ha <sup>-1</sup> .	45
Tabla 5.2- Rendimientos históricos promedio, expresados en materia seca, en cada secuencia de cultivo bajo siembra directa con dos niveles de fertilización nitrogenada.	46
Tabla 5.3- Efecto de la fertilización nitrogenada bajo siembra directa sobre algunas características de los residuos de cultivo de trigo, maíz y soja de segunda medidas en la campaña 2008/2009.	47
Tabla 5.4- Balance entre las entradas de nitrógeno (N) al agrosistema y las salidas de N del agrosistema para todo el período de duración de las secuencias de cultivo.	48
Tabla 5.5- Efecto de la fertilización nitrogenada bajo siembra directa sobre algunas características de los rastrojos, el pH y el CBM.	49

## *INDICE DE FIGURAS*

Figura 2.1- Vista aérea de los cuatro ensayos de secuencias de cultivo y sistemas de labranza ubicados en la Estación Experimental Agropecuaria Pergamino de INTA.	9
Figura 2.2- Esquema de la evolución temporal de los cuatro ensayos de secuencias de cultivo desde la pastura que inicia en 1973 hasta 2004.	10
Figura 2.3- Plano de los ensayos de secuencias de cultivo y sistemas de labranza de largo plazo ubicados en la Estación Experimental Agropecuaria Pergamino de INTA, donde se destacan las parcelas bajo SD F y NF y bajo LV F analizadas en este estudio.	11
Figura 2.4- Metodología de muestreo de la densidad aparente del suelo por el método del cilindro a tres profundidades (0-5, 5-10 y 10-20 cm).	13
Figura 2.5- Influencia de la densidad aparente sobre la determinación del contenido de carbono para una masa de suelo equivalente de 2500 Mg ha <sup>-1</sup> (Ellert y Bettany, 1995).	15
Figura 3.1- Relaciones entre el carbono orgánico particulado (COP) y el carbono sobrenadante (Cs) obtenidas de datos provenientes de cuatro ensayos de larga duración de secuencias de cultivo bajo dos sistemas de labranza con aplicación de fertilizante nitrogenado.	20
Figura 4.1- Potencial agua en cada secuencia de cultivo bajo SD y LV durante el período 08/08/2008 al 09/01/2009.	32
Figura 4.2- Temperatura en cada secuencia de cultivo bajo SD y LV durante el período 08/08/2008 al 09/01/2009.	32
Figura 4.3- Relación entre el C y el N retornado al suelo por los residuos de los cultivos con los stocks de COS (A), NOS (B) y sus fracciones granulométricas (C, D, E y F) expresados a una masa de suelo de 2500 Mg ha <sup>-1</sup> .	34
Figura 4.4- Relación entre la relación C/N de los residuos que retornan al suelo con los stocks de COS (A), NOS (B) y sus fracciones granulométricas (C, D, E, F) expresados a una masa de suelo de 2500 Mg ha <sup>-1</sup> .	35
Figura 4.5- Reservas de COS (A) y NOS (B) expresadas a una masa de suelo de 2500 Mg ha <sup>-1</sup> en función de la intensificación de la secuencia de cultivo.	36



Figura 4.6- Relación entre el cambio en el stock de carbono orgánico del suelo (COS) y el stock inicial de COS en cuatro secuencias de cultivo (maíz-trigo/soja, trigo/soja y monocultivo de maíz y de soja) bajo SD y LV, expresados en  $\text{Mg ha}^{-1}$  a una masa de suelo equivalente de  $2500 \text{ Mg ha}^{-1}$ . 39

## ***DECLARACIÓN***

“Declaro que el material incluido en esta tesis es, a mi mejor saber y entender, original, producto de mi propio trabajo, y que este material no lo he presentado, en forma parcial o total, como una tesis en ésta u otra institución.”

## **RESUMEN**

### **Cambios en las reservas de materia orgánica del suelo y sus fracciones granulométricas: efecto de la secuencia de cultivo, del sistema de labranza y de la fertilización nitrogenada**

Los cambios producidos en los sistemas de cultivo de la Pampa Ondulada en las últimas décadas fueron masivamente adoptados sin una evaluación previa de su posible impacto sobre las reservas de materia orgánica del suelo (MOS) en el largo plazo. Por este motivo se propuso como objetivos evaluar el efecto de ocho sistemas de cultivo luego de 25 años (25 años de maíz-trigo/soja (M-T/S) bajo siembra directa (SD) y bajo labranza con arado de cincel (LV), 4 años de soja laboreada convencionalmente (LC) + 21 años de trigo/soja (T/S) bajo SD y LV, 8 años de soja LC + 17 años de monocultivo de maíz (M) bajo SD y LV y 8 años de soja LC + 17 años de monocultivo de soja (S) bajo SD y bajo LV) y estimar el impacto de la fertilización nitrogenada bajo SD en las secuencias M-T/S, T/S y M sobre las reservas de carbono (C) y nitrógeno (N) orgánico del suelo y sus fracciones granulométricas, utilizando ensayos de larga duración ubicados en un Argiudol típico. Se adoptó la metodología de fraccionamiento granulométrico para evaluar el efecto de las prácticas de manejo sobre las fracciones de la MOS, luego de su comparación con la de fraccionamiento densimétrico, a pesar de que los resultados mostraron que ambas metodologías midieron aproximadamente la misma cantidad de fracciones lábiles de C y que podrían utilizarse indistintamente. Además, se estudió la evolución del C en cuatro secuencias de cultivo (M-T/S, T/S, M y S) bajo SD y LV desde el inicio de cada secuencia hasta 2004 en los mismos experimentos.

Luego de 25 años, solamente las secuencias de cultivo más intensificadas bajo SD (25 años de M-T/S y 4 años de soja bajo LC + 21 años de T/S) presentaron reservas de MOS superiores a las logradas con LV. El efecto de largo plazo de la intensificación de la secuencia de cultivo sobre las reservas de C y N fue más importante que el efecto del sistema de labranza. La fertilización nitrogenada bajo SD no produjo cambios en las reservas de MOS. Las pérdidas de C dependieron de la cantidad de C inicialmente presente en cada secuencia de cultivo, de los aportes diferenciales de C de cada secuencia y de las entradas diferentes de N. Un aporte de 4 Mg C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> puede mantener las reservas de COS en 41 Mg ha<sup>-1</sup> para una masa de suelo de 2500 Mg ha<sup>-1</sup>.

*Palabras clave: materia orgánica, fracciones granulométricas, sistemas de labranza, secuencias de cultivo, fertilización nitrogenada, Pampa Ondulada.*

## **ABSTRACT**

### **Changes in soil organic matter reserves and its size fractions: effect of crop sequence, tillage system and nitrogen fertilization**

In the Rolling Pampas, changes in the cropping system were massively adopted during the last two decades without prior assessment of their possible long term impact on soil organic matter (SOM) reserves. For this reason, the aims of this study were to evaluate the impact of eight cropping systems after 25 years (25 years of corn-wheat/soybean (C-W/S) under no tillage (NT) and chisel plow (CP) tillage, 4 years of conventionally tilled (CT) soybean + 21 years of wheat/soybean (W/S) under NT and CP, 8 years of soybean under CT + 17 years of corn monoculture (CC) under NT and CP, 8 years of soybean under CT + 17 years of soybean monoculture (S) under NT and CP) and nitrogen fertilization effect under NT in C-T/S, T/S and CC sequences on the carbon (C) and nitrogen (N) soil reserves and their size fractions using long term trials on a typic Argiudol. Size SOM fractionation was chosen to assess the effect of management practices on SOM fractions even though a comparison with density SOM fractionation method resulted in similar labile C pools, indicating that both methods could be used interchangeably. In the same experiments, C evolution in four crop sequences (C-W/S, W/S, CC and S) under NT and CP from the beginning of each sequence to 2004 was studied.

After 25 years, only more intensified cropping sequences under NT (25 years of C-W/S and 4 year of soybean CT + 21 years of W/S) had higher SOM reserves than the same cropping sequences under CP. In the long-term, C and N reserves were more affected by the crop sequence than by the tillage system. Nitrogen fertilization under NT did not change SOM reserves. Carbon losses depended on the initial C content and the C and N input of each crop sequence. A contribution of 4 Mg C ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> can keep SOC stocks in 41 Mg ha<sup>-1</sup> at 2500 Mg ha<sup>-1</sup> soil mass.

*Keywords: soil organic matter, size fractions, tillage systems, crop sequences, nitrogen fertilization, Rolling Pampas.*

## ***CAPÍTULO 1***

### **INTRODUCCIÓN GENERAL**

#### **1.1 INFLUENCIA DE LAS PRÁCTICAS DE MANEJO SOBRE LA MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO**

La materia orgánica del suelo (MOS) es un componente clave en la producción sostenible de los agroecosistemas (Gregorich y Carter 1997). Está ampliamente reconocida como reservorio de nutrientes y estabilizadora de la estructura edáfica (Weil y Magdoff 2004). Más recientemente, luego de las reuniones cumbre de Río de Janeiro (1992), de Kyoto (1997) y de Bali (2007), el interés por los estudios de la MOS ha cobrado relevancia debido a la necesidad de almacenar carbono (C) y nitrógeno (N) y prever los flujos de gases con efecto invernadero hacia la atmósfera y la hidrosfera bajo posibles escenarios climáticos futuros (Lal et al. 1998). El creciente consumo de combustibles fósiles y la conversión de tierras forestadas a tierras cultivadas, han aumentado los flujos de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) hacia la atmósfera. Desde 1970 hasta 2004, la concentración de CO<sub>2</sub> en la atmósfera aumentó 70% (IPCC 2007).

Las alternativas para atenuar el impacto de los gases con efecto invernadero (particularmente el CO<sub>2</sub> por ser el más afectado por las actividades humanas) consisten en reducir las emisiones y/o favorecer las funciones de captura y almacenaje. Los suelos agrícolas están especialmente reconocidos en la lista de potenciales fuentes y destinos de gases con efecto invernadero (IPCC 2000). Por ello, es necesario evaluar el efecto de los cambios en el uso de los suelos sobre las reservas de la MOS. En un contexto de obligaciones ambientales (neutralización de emisiones de CO<sub>2</sub>), de reducción de los costos de producción y de exigencias crecientes del mercado de mayor cantidad y calidad de productos agrícolas, los sistemas de cultivo están, sin lugar a dudas, en plena revisión (GIEC 2000).

En nuestro país, y particularmente en la región Pampa Ondulada, durante la década del '70 los sistemas de producción registraron cambios importantes: los ciclos de agricultura que tradicionalmente se alternaban con ciclos de pasturas comenzaron a transformarse en agricultura continua. En efecto, la relación superficie cultivada/superficie con pasturas decreció a razón de 4% anual (Senigagliesi y Ferrari 1993). En el mismo período se introdujo la soja como único cultivo anual o acompañando al trigo en el mismo año y se intensificó el trabajo del suelo. Hacia fines de la década de los '80, los suelos de la Pampa Ondulada ya habían sufrido la pérdida de entre 40 y 60% de la MOS de la capa arable (Michelena et al. 1989). A mediados de la década de los '90 se produjeron nuevos cambios tecnológicos: aumento exponencial en la adopción de siembra directa (SD), fertilización generalizada de las gramíneas, mejoramiento genético de los cultivos e introducción de variedades e híbridos transgénicos, pérdida de cultivos en la rotación e incremento en el uso de productos fitosanitarios. En la actualidad, en la Pampa Ondulada, el sistema de producción predominante es la agricultura continua bajo SD y fertilización nitrogenada de las gramíneas, con especies de ciclo primavera-verano, fundamentalmente soja y secundariamente maíz, ocupando aproximadamente 70 y 15% de la superficie agrícola, respectivamente (SAGPyA 2006). Se espera que la intensificación agrícola producida en las últimas décadas altere significativamente las reservas de MOS.

Debido a que la gran cantidad de cambios tecnológicos introducidos en los sistemas de cultivo poseen impactos diversos sobre el ciclo de la MOS, deberían

estudiarse los efectos separados de la secuencia de cultivos, del sistema de labranza, de la fertilización nitrogenada y de sus interacciones sobre el balance de la MOS. La fuerte interacción entre las variables en juego ha sido señalada por Lal et al. (1998) y por Paustian et al. (1997). Hay múltiples ejemplos de interacciones entre las prácticas de manejo. La fertilización nitrogenada aumenta la producción residuos de cultivo pudiendo incrementar la MOS, y al mismo tiempo podría aumentar la descomposición de los residuos tendiendo a reducirla (Paustian et al. 1997). A su vez, la cobertura de rastrojos sobre la superficie del suelo aumenta su humedad superficial y disminuye la temperatura; sin embargo, el efecto neto sobre las tasas de descomposición de la MOS podría ser distinto para suelos de diferentes climas y/o texturas. Por otro lado, el sistema de labranza podría incrementar la porosidad y la aireación inicialmente, pero con el tiempo éstas disminuirían porque se reduce la estabilidad estructural (Paustian et al. 1997). Debido a las fuertes interacciones mencionadas anteriormente que existen entre las prácticas de manejo, y a que la variación de las reservas de MOS en el suelo es relativamente lenta, resulta necesario contar con datos confiables obtenidos de ensayos de larga duración para poder visualizar cambios significativos en las reservas de MOS (Heenan et al. 1995; OECD 2002; Chan et al. 2003).

El efecto de la rotación de cultivos sobre el C (COS) y el N (NOS) orgánico del suelo ha sido ampliamente documentado en numerosos ensayos de largo plazo (Dick 1992; Caporali y Onnis 1992; Reeves 1997). En su expresión más común, las rotaciones de cultivo se conciben como la alternancia de cultivos anuales y la intensificación de la rotación como la incorporación de varios cultivos en el año. La rotación de cultivos, generalmente, produce más cantidad de biomasa y de diferente calidad que el monocultivo (Copeland y Crookston 1992, citado en Paustian et al. 1997; Holland 2004). Las especies de cultivo juegan un rol importante en la acumulación de MOS en el suelo, porque sus residuos varían en cantidad y calidad y pueden afectar el secuestro de COS y NOS (Martens 2000). La descomposición de los residuos de cultivo está gobernada por factores inherentes al rastrojo, como la relación C/N y el contenido de lignina (Franzluebbers 2004) y por factores del ambiente edáfico como temperatura, humedad y disponibilidad de nutrientes (Hubbard y Jordan 1996). Sin embargo, los mayores incrementos en MOS se observan en sistemas de cultivos intensivos, donde varios cultivos crecen anualmente (Wright y Hons 2005). Bajo las condiciones edafoclimáticas de la Pampa Ondulada, Thomas (2003) mostró que la reducción de la proporción de soja en la rotación agrícola, pasando de una secuencia trigo/soja-soja-maíz a una de trigo/soja-maíz bajo SD con elevada productividad, producía una mejora en el balance de COS. Sin embargo, Lattanzi et al. (2005) reportaron concentraciones de COS y NOS muy poco diferentes cuando se compararon rotaciones de cultivo y monocultivo de soja bajo SD para el espesor 0-25 cm. Por otro lado, Thomas (2003) encontró, en un Argiudol típico de la Pampa Ondulada, que era necesario un aporte aproximado de 11 Mg de materia seca  $\text{ha}^{-1} \text{año}^{-1}$  para aumentar el stock de COS en 11% cuando la situación de partida presentaba 3% de MOS en el horizonte A. A su vez, Andriulo et al. (2001) encontraron, en Argiudoles de la misma región, que era necesario acercarse a un aporte de 10 Mg de materia seca  $\text{ha}^{-1} \text{año}^{-1}$  para mantener el equilibrio de COS en 44 Mg  $\text{ha}^{-1}$  a 2500 Mg suelo  $\text{ha}^{-1}$  en un tiempo estimado de aproximadamente diez años. Sin embargo, la secuencia de cultivo más generalizada en la región, con predominancia del cultivo de soja de primera siembra, muy difícilmente genere este aporte anual de residuos (Díaz-Rosello 2007).

La disminución de la MOS cuando se realiza agricultura con laboreo, ha sido ampliamente reportada por numerosos investigadores. De esta forma, la adopción de prácticas de labranzas conservacionistas, particularmente la SD, ha sido identificada

como una de las principales formas de reducción de dicha pérdida en los suelos (Lal et al. 2003). En nuestro país, la adopción masiva de la SD se inició a partir de la década de los '90 y se ha ido incrementando con el tiempo, hasta alcanzar, en la actualidad, 16 millones de ha (Lorenzatti y Romagnoli 2008). Esta práctica se introdujo para proveer numerosos beneficios como disminuir la erosión de los suelos, mejorar la estructura y la infiltración y conservar el agua del suelo. Sin embargo, se estima que un 50% de esta adopción la utiliza como herramienta tecnológica puntual (sin incorporar rotaciones), bajo los supuestos de maximización del retorno económico de corto plazo y de reducción en los riesgos de degradación de los suelos (Lorenzatti y Romagnoli 2008). Las tasas de acumulación de COS encontradas bajo SD han sido muy variables, ya que su dinámica depende no sólo del manejo del suelo, sino de múltiples factores como la textura del suelo, la temperatura del suelo, el régimen hídrico, la cantidad y la calidad de residuos aportados al sistema y la presencia de raíces vivas (Allmaras et al. 2004; Huggins et al. 2007). Lal et al. (1998) estimaron una tasa de acumulación entre 0,1 a 0,5 Mg COS ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en suelos de Estados Unidos manejados bajo SD. Por otro lado, en Brasil se informaron valores promedios similares a los obtenidos en suelos de clima templado de América del Norte (0,3 Mg COS ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) para suelos de condiciones tropicales húmedas, pero éstos resultaron más elevados (0,5 Mg COS ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) para suelos de condiciones subtropicales húmedas (Bayer et al. 2006). Los autores atribuyeron la mayor tasa de secuestro de COS obtenida en los subtrópico con respecto a los trópicos, no solamente a las temperaturas más bajas, sino también a la posibilidad de producir dos cultivos por año. A su vez, Mielniczuk et al. (2003), citaron varios trabajos de la región de Cerrados de Brasil donde las tasas de acumulación variaron entre valores próximos a cero hasta valores de 0,15 a 0,69 Mg COS ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. En Canadá, la tasa de acumulación de C bajo SD fue estimada en  $0,05 \pm 0,16$  Mg COS ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (VandenBygaart et al. 2003). La gran dispersión obtenida en las tasas de acumulación de COS bajo SD de diferentes partes del Mundo pueden estar relacionadas con diferencias en el clima, los sistemas de cultivo, la fertilización, la profundidad de laboreo, el tipo de laboreo, las características de suelo, y también en las profundidades de muestreo (Franzluebbers 2004). En nuestro país, en la Pampa Ondulada, se estimó una tasa de acumulación anual de 0,1 Mg COS ha<sup>-1</sup> de MOS por adopción de la SD en los primeros 20 cm del perfil de suelo, en un período de 20-30 años (Andriulo et al. 2001). Además, se debe tener en cuenta que la duración de estas tasas de cambio no es permanente y que el COS podría alcanzar un nuevo equilibrio en 15 o 20 años (West y Post 2002). Contrariamente al COS, para el NOS existe menor información. Sin embargo, de acuerdo a varios trabajos publicados, el NOS fue significativamente mayor bajo SD que bajo suelos laboreados. Las tasas de cambio fueron  $0,023 \pm 0,067$  Mg NOS ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> y  $0,028 \pm 0,070$  Mg NOS ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> más elevadas bajo SD que bajo laboreo convencional y laboreo vertical, respectivamente. La elevada variabilidad en los resultados obtenidos sugiere que es necesario mucho más trabajo para entender los mecanismos detrás de estas diferencias (Franzluebbers 2004).

West y Post (2002) compararon las tasas de acumulación potencial de COS debidas a la reducción de las labranzas y al aumento en la complejidad de las rotaciones, y el tiempo de duración de dicha acumulación, utilizando una base de datos global, proveniente de 67 experimentos de largo plazo. Concluyeron que la reducción de las labranzas podía acumular más COS que el acrecentamiento en la complejidad de la rotación, pero que el cambio provocado por la reducción del laboreo duraba menos tiempo que el de la intensificación de la rotación. En climas semiáridos, la tasa de acumulación de COS debida a la eliminación del disturbio del suelo sería más importante que la correspondiente a la intensificación de la rotación (Apezteguía et al.

2000). Resultados similares fueron encontrados para las condiciones del sur de Brasil (Bayer et al. 2000). Sin embargo, existen pocos estudios que hayan evaluado el efecto de las labranzas y de las rotaciones sobre las reservas de COS en ambientes subhúmedos y húmedos (Huggins et al. 2007). Por otro lado, Yang y Kay (2001) señalaron que la reducción en las labranzas podría acentuar el efecto de la rotación de cultivos en el almacenaje de COS.

El efecto positivo de la fertilización nitrogenada sobre las reservas de MOS ha sido muy bien documentado en numerosos experimentos a nivel mundial. Entre ellos, Paustian et al. (1997) y Alvarez (2005) encontraron que la aplicación de fertilizantes favorecía, en el largo plazo, el incremento de COS debido al aumento de los rendimientos de cultivo y, en consecuencia, a la mayor cantidad de residuos que retornan al suelo. Sin embargo, existen algunos trabajos que muestran resultados diferentes. Khan et al. (2007) y Mulvaney et al. (2009) señalaron que la fertilización nitrogenada promovía la descomposición de los residuos de cultivo y de la MOS y que estos resultados eran consistentes con los surgidos de numerosos experimentos del cinturón maicero estadounidense que utilizaron fertilización nitrogenada. A su vez, otros autores no encontraron efectos de la fertilización nitrogenada sobre las reservas de MOS. González Montaner et al. (2004) y Nicolardot y Recous (2001) sugirieron que la fertilización nitrogenada producía una estimulación de las emisiones de C, producto de una mayor tasa de descomposición de los residuos que ingresan al suelo. Por otro lado, Alvarez et al. (1998a) no encontraron efecto de la fertilización nitrogenada sobre los stocks de COS del horizonte A, en la secuencia maíz seguido por el doble cultivo trigo/soja bajo SD y bajo labranza convencional, luego de 15 años de experimento. Estos autores atribuyeron la ausencia de diferencias a la escasa respuesta de la producción de biomasa de los cultivos a la fertilización nitrogenada en suelos de elevada fertilidad. A su vez, Rimatori et al. (2002), trabajando en el mismo experimento, tampoco encontraron diferencias en el stock de COS del horizonte A, luego de 20 años bajo SD con 0 y 90 kg N ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, a pesar de obtenerse en este caso una mayor producción en la biomasa de gramíneas en los tratamientos fertilizados. Bajo SD, la colocación de los rastrojos en superficie introduce cambios importantes en el microambiente del rastrojo, siendo las condiciones de descomposición de los residuos más adversas para los microorganismos (Morón 2001). Las tasas de descomposición de los residuos de cultivo en superficie son significativamente más bajas que cuando están enterrados (Holland y Coleman 1987). Por esta razón, probablemente, la no diferencia en MOS entre tratamientos fertilizados y no fertilizados bajo SD podría deberse a que la mayor producción de residuos por efecto de la fertilización está contrarrestada por una reducción significativa del ingreso de residuos al suelo (Balesdent 2002). Como puede observarse, existen en la bibliografía diferentes resultados acerca del efecto de la fertilización sobre las reservas de MOS en el largo plazo, y, evidentemente, existen otros factores adicionales a la fertilización que están condicionando su efecto: el clima, el tipo de suelo, la intensificación de la rotación, el sistema de labranza, la situación de partida y la profundidad de muestreo (Khan et al. 2007; Alvarez 2005).

Las prácticas de manejo de suelos y de cultivos mencionadas anteriormente tienen efectos positivos o negativos sobre el almacenaje de la MOS. Sin embargo, la capacidad de almacenar COS depende fuertemente del COS inicial y de los niveles de COS que se pueden alcanzar con estas prácticas (Huggins et al. 1998; Senthilkumar et al. 2009). Cuanto más elevadas son las reservas iniciales de COS, mayores son las pérdidas de carbono del suelo (Nieder et al. 2003). En general, suelos con bajos niveles iniciales de COS tendieron a ganar ligeras cantidades de carbono luego de su agriculturización, y suelos con niveles elevados de COS perdieron por lo menos el 20 %



de los valores iniciales (Mann 1986). Andriulo et al. (1999) trabajando en la Pampa Ondulada, y partiendo de una pastura original con alta reserva de COS ( $68 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ), luego de 13 años de soja continua con laboreo convencional encontraron que las reservas de COS se redujeron a  $49 \text{ Mg C ha}^{-1}$ , significando una pérdida de casi 30% del COS en una masa de suelo de  $2500 \text{ Mg ha}^{-1}$ .

La magnitud y el sentido de los efectos de los principales cambios tecnológicos introducidos en el escenario agrícola regional de los últimos 30 años sobre la reserva de MOS han sido muy poco estudiados. Por ello, resulta imperativo evaluar la efectividad de los diferentes sistemas de cultivo para mitigar el efecto invernadero en la región.

### *1.1.1 CAMBIOS EN LOS CONTENIDOS DE CARBONO SEGÚN CÓMO SE EXPRESAN LOS RESULTADOS*

Los sistemas de labranza, normalmente, influyen en la densidad aparente (dap) del suelo. La SD produce una estratificación del COS en los primeros centímetros del perfil del suelo, en cambio, el laboreo produce una relocalización de los residuos de los cultivos y la dap varía en función del tipo de labranza, siendo más común encontrar valores de dap más elevados cerca de la superficie del suelo bajo SD (Gantzer y Blake 1978; Sasal et al. 2006; Alvarez y Steinbach 2009). Los problemas frecuentes, cuando se quiere comparar resultados de investigaciones del efecto de los sistemas de labranza y/o secuencias de cultivo sobre el COS, son la profundidad hasta la que se realiza el muestreo, el cual debería alcanzar al menos a la profundidad de laboreo (Franzluebbers 2004), y la expresión de los resultados. Éstos últimos pueden expresarse como concentración (%),  $\text{g kg}^{-1}$ , como stock ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) a profundidad constante o como stock ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) en masa equivalente de suelo. La utilización de la última expresión tiene en cuenta la variación de la dap con la profundidad entre diferentes sistemas de labranza y/o sistemas de cultivo y se la recomienda para evitar errores en cualquier dirección, de sub o sobreestimación (Powlson y Jenkinson 1981; Lal et al. 1998; Balesdent et al. 2000).

## **1.2 EL FRACCIONAMIENTO DE LA MOS**

La MOS representa un compartimiento extremadamente heterogéneo que abarca tanto azúcares muy simples, y por lo tanto muy fácilmente mineralizables, como productos recalcitrantes, surgidos de transformaciones microbianas. Presenta un grado de evolución continuo que va desde material grosero (conserva la estructura del vegetal original) hasta humus (material orgánico transformado). Debido a su composición extremadamente heterogénea, la comunidad científica internacional recomienda que los esfuerzos de investigación se focalicen en la cuantificación de fracciones lábiles (Christensen 2001) que guarden una estrecha relación con la productividad del suelo y sean capaces de cambiar rápidamente frente a alteraciones en el manejo de los ecosistemas. La fracción lábil de la MOS está compuesta por restos de plantas, recientemente incorporadas, animales y desechos microbianos con un tiempo de reciclado menor a una década (Trumbore 1993; Buyanovsky et al. 1994). En suelos con vegetación permanente, la fracción lábil puede representar entre 15 y 40% del COS del horizonte superficial, mientras que en suelos cultivados en el largo plazo, puede representar menos del 10% del COS de la capa arable (Christensen 2001). Si bien el % de la fracción lábil es relativamente pequeño, influye en la dinámica de nutrientes (Galantini et al. 2004; Parton et al. 1994), en la actividad microbiana (Alvarez et al.

1998a, 1998b) y en la formación y estabilidad de microagregados en el suelo (Chan 1997; Six et al. 2002).

Si bien existen diversas metodologías para su obtención, los resultados difieren según se hayan utilizado procedimientos químicos (Feller y Beare 1997; Schnitzer 2000), biológicos (Jenkinson y Powlson 1976; Vance et al. 1987), físicos (Monnier et al. 1962; Cambardella y Elliot 1992), isotópicos (Schnitzer y Khan 1978; Andriulo et al. 1999) o algunas de sus combinaciones. En consecuencia, cada método obtiene fracciones de características propias. No existe en la actualidad una estandarización internacional de la metodología para su obtención, dificultando las comparaciones entre investigaciones.

El fraccionamiento ideal de la MOS consistiría en separar físicamente los compuestos que forman los complejos órgano-minerales de las otras fracciones (restos vegetales, biomasa microbiana, etc.), sin recurrir a extracciones químicas selectivas, ser igualmente efectivo para todos los suelos y que las fracciones obtenidas estén definidas lo mejor posible, con la misma cantidad de impurezas (Andriulo et al. 1991). Ningún método ha alcanzado estos objetivos completamente.

### 1.2.1 FRACCIONAMIENTO FÍSICO DE LA MOS

Los métodos de fraccionamiento físico son simples, rápidos, sensibles y menos destructivos que los métodos de fraccionamiento químico (Galantini 2008). Los resultados obtenidos se relacionan directamente con la estructura y la función de la MOS *in situ* (Christensen 1992). Estos métodos incluyen:

- separación por densidad: la fracción es obtenida por flotación en un líquido de densidad conocida (carbono libre, carbono liviano, carbono sobrenadante). Para ello han sido utilizadas diferentes soluciones extractantes (Monnier et al. 1962; Ritcher et al. 1975).
- separación por tamaño de partículas: la fracción es obtenida por tamizado en agua (materia orgánica particulada (MOP) entre 50-2000  $\mu\text{m}$ ) (Cambardella y Elliot 1992, Andriulo et al. 1991).

Ambos se basan en la premisa de que la asociación de las partículas del suelo y su arreglo espacial cumplen un rol fundamental en la dinámica de la MOS, porque la bioaccesibilidad es un requisito para la descomposición (Lützow et al. 2007). Tanto para el fraccionamiento granulométrico como para el densimétrico, es necesario una efectiva desagregación del suelo.

Actualmente, está internacionalmente aceptado que las fracciones obtenidas por separación física de la MOS, ya sea por fraccionamiento granulométrico o densimétrico, representan a las fracciones lábiles, de elevada relación C/N y con menor tiempo de reciclado que la MOS (Balesdent et al. 1994). La MOP presenta un tiempo de reciclado intermedio entre las fracciones activas y las pasivas de la MOS (Cambardella y Elliot 1992). La diferencia entre el COS y el NOS y las fracciones lábiles (C (COP) y N (NOP) orgánico particulado) representan al C y al N asociado a la fracción mineral del suelo (CAM y NAM, respectivamente). El CAM es la fracción más humificada del COS, es estable en el tiempo y difícil de degradar por su compleja estructura (Galantini et al. 2004).

Existe una tendencia creciente en la utilización de fraccionamientos físicos de la MOS para obtener fracciones lábiles cuyo contenido varía sensiblemente frente a cambios en las prácticas de manejo (Franzluebbers et al. 2000; Carter 2002). Las prácticas de manejo que afectan la cantidad de residuos aportados al suelo y la tasa de descomposición de los residuos afectan a la fracción lábil de la MOS (Gregorich y

Carter 1997). Chan (1997) reportó que cuando se producía la conversión de pastura a agricultura, el 70 % de las pérdidas de COS eran bajo la forma de COP. A su vez, Bayer et al. (2001) trabajando con tres sistemas de cultivo distintos encontraron que aquellos sistemas que incluían cultivos de cobertura aumentaron las reservas de COP y de NOP. Galantini et al. (2002), trabajando con una rotación de tres años de trigo y tres años de trébol, encontraron que el COP aumentaba durante el ciclo del trébol y disminuía durante el ciclo del trigo; el NOP mostró el mismo comportamiento durante ambos ciclos de cultivo. Sin embargo, Apezteguía y Sereno (2008) no encontraron diferencias en el C liviano entre diferentes rotaciones de cultivo, a pesar de que éstas diferían en cantidad y calidad de los residuos aportados. Generalmente, la SD aumenta los contenidos de COP y de NOP (Cambardella y Elliot 1992; Franzluebbers 2004) y de C liviano (Alvarez et al. 1998a). Algunos trabajos encontraron grandes diferencias en los contenidos de COP a 0-5 cm de profundidad y pequeñas diferencias a 5-20 cm, cuando compararon SD con labranza convencional (Franzluebbers y Arshad 1997; Oorts et al. 2007). Sin embargo, cuando las comparaciones fueron realizadas a una masa equivalente de suelo, se reportaron pequeñas o nulas diferencias para COP (Angers et al. 1993; Franzluebbers y Arshad 1997; Mrabet et al. 2001) y para NOP (Angers et al. 1993; Mrabet et al. 2001). Por otro lado, otros autores (Eiza et al. 2005; Galantini y Rosell 2006) encontraron que el COP aumentó significativamente con el uso de fertilizantes nitrogenados. Sin embargo, Alvarez et al. (1998a) no encontraron efecto de la fertilización nitrogenada sobre el C liviano.

En la región Pampeana, la utilización de fraccionamientos de la MOS también se encuentra en aumento (Alvarez et al. 1998a, 1998b, 1998c; Alvarez y Alvarez 2000; Domínguez et al. 2004; Galantini y Rosell 2006; Apezteguía y Sereno 2008). Si bien existen numerosas técnicas para determinar el tamaño y el tiempo de reciclado de las diferentes fracciones de la MOS y muchas de estas técnicas son usadas frecuentemente en análisis, pocas han sido directamente comparadas (Alvarez et al. 1995a; Alvarez et al. 1998b, 1998c; Alvarez y Álvarez 2000; McLauchlan y Hobbie 2004; Koutika et al. 2008). Particularmente, existen muy pocos antecedentes de comparación de fraccionamientos físicos. Gregorich et al. (2006) revisaron los resultados obtenidos por el método fraccionamiento granulométrico y el densimétrico, utilizando información proveniente de 65 estudios de suelos bajo agricultura, y mostraron que el fraccionamiento granulométrico presentó valores medios de C lábil superiores a los del fraccionamiento densimétrico. Sin embargo, esta revisión presenta un efecto confundido de los métodos de fraccionamiento en sí mismos con los sitios en los cuales se realizaron los estudios, ya que en algún sitio se usó el fraccionamiento granulométrico y en otros, el fraccionamiento densimétrico. No existen antecedentes en los que ambas metodologías hayan sido realizadas a la misma muestra de suelo y se hayan comparado sistemáticamente.

### 1.3 HIPÓTESIS DE TRABAJO

- Las metodologías de fraccionamiento físico de la MOS (fraccionamiento granulométrico y densimétrico) estiman una proporción distinta de C lábil.
- En el largo plazo, el efecto del sistema de labranza sobre las reservas de MOS y sus fracciones granulométricas es más importante que el efecto de la secuencia de cultivo.
- La fertilización nitrogenada bajo SD mantiene los stocks de MOS en el largo plazo.

## **1.4 OBJETIVOS**

- Comparar dos metodologías de obtención de C lábil: el fraccionamiento granulométrico y el densimétrico, utilizando una base de datos proveniente de cuatro ensayos de larga duración.
- Evaluar el efecto de largo plazo de algunos cambios tecnológicos introducidos en los sistemas de cultivo (secuencias de cultivo, sistemas de labranza y fertilización nitrogenada) de la Pampa Ondulada durante las últimas décadas sobre las reservas de MOS y sus fracciones granulométricas.

## ***CAPÍTULO 2***

### **MATERIALES Y MÉTODOS**

El presente capítulo incluye los materiales y métodos comunes a todos los capítulos siguientes en los cuales se presentaron y discutieron los resultados obtenidos. A su vez, los materiales y métodos específicos de cada capítulo de resultados se detallarán en dicho capítulo.

#### **2.1 CARACTERIZACIÓN EDAFOCLIMÁTICA DE LA ZONA DE ESTUDIO**

Los ensayos utilizados para este estudio se encuentran localizados a 33° 57' de latitud sur y 60° 33' de longitud oeste dentro de la Estación Experimental Agropecuaria Pergamino de INTA (Figura 2.1).



**Figura 2.1- Vista aérea de los cuatro ensayos de secuencias de cultivo y sistemas de labranza ubicados en la Estación Experimental Agropecuaria Pergamino de INTA.**

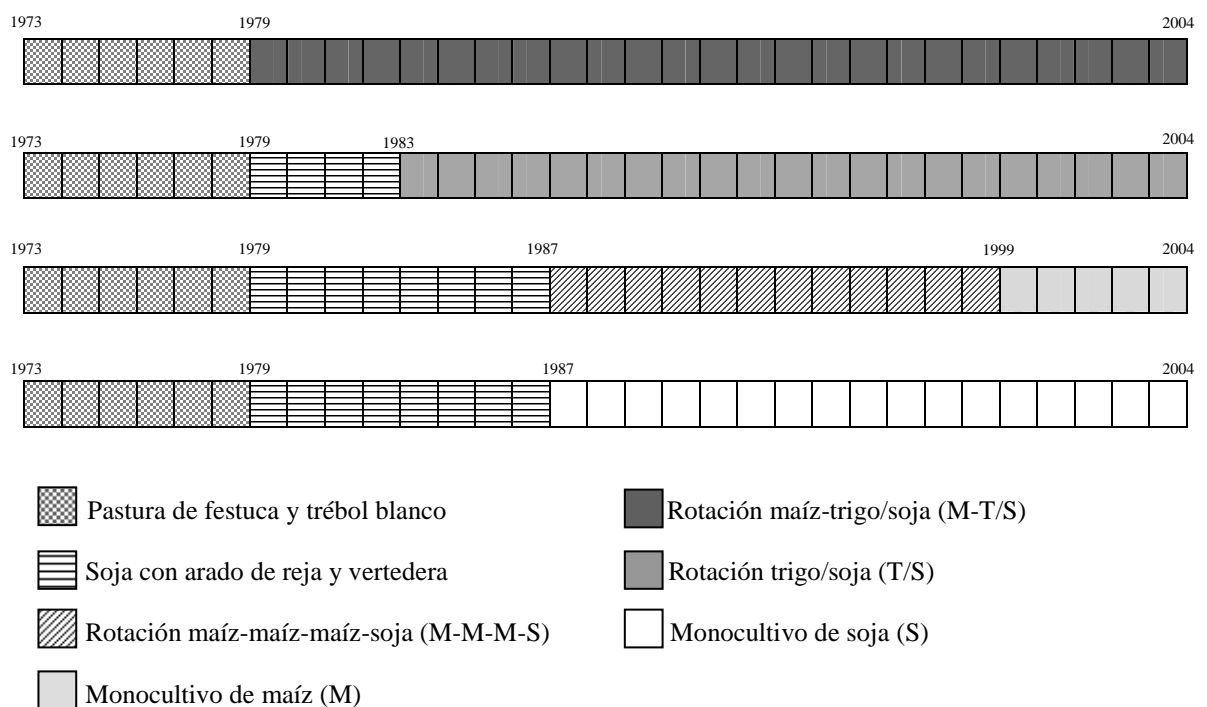
El clima es templado húmedo, siendo la precipitación media anual de 946 mm y la temperatura media anual de 16,4 °C. El suelo corresponde a un Argiudol Típico de textura franco limosa serie Pergamino sin fases por erosión con pendiente < 0,5% (INTA 1972). Los valores medios de contenido de arcilla, limo y arena estimados de 16 muestras, para el horizonte A (0-20 cm de profundidad), son de  $23 \pm 1\%$ ,  $63 \pm 2\%$  y  $14 \pm 1\%$ , respectivamente.

#### **2.2 DESCRIPCIÓN DE LOS ENSAYOS DE SECUENCIAS DE CULTIVO Y SISTEMAS DE LABRANZA DE LARGO PLAZO**

En un lote de 9 ha se instalaron cuatro ensayos de secuencias de cultivo escalonados en el tiempo. En 1979 se inició la rotación maíz seguido por el doble cultivo trigo/soja (M-T/S). Luego, en 1983, se agregó el doble cultivo trigo/soja (T/S) y

en 1987 se incorporó el monocultivo de soja (S) y la secuencia maíz-maíz-maíz-soja de primera (M-M-M-S), la cual se transformó en 1999 en monocultivo de maíz (M), habiendo transcurrido para cada secuencia de cultivo, desde el inicio hasta 2004, 25, 21 y 17 años para M-T/S, T/S, S y M, respectivamente (Figura 2.2). Se nombró a los 12 años de secuencia M-M-M-S + 5 años de monocultivo de maíz como M, debido a que se consideró que los tres años de soja no resultaron importantes en proporción a los 14 años de maíz.

Previo a la implementación de las diferentes secuencias de cultivo, el suelo estuvo sembrado con una pastura de festuca (*Festuca arundinacea* L.) y de trébol blanco (*Trifolium repens* L.) de 6 años de duración que se roturó con arado de reja de vertedera, y desde 1979 hasta que se fueron iniciando las diferentes secuencias de cultivo hubo soja de primera siembra con laboreo convencional de arado de reja y vertedera a 0-15 cm de profundidad (Figura 2.2).



**Figura 2.2- Esquema de la evolución temporal de los cuatro ensayos de secuencias de cultivo desde la pastura que inicia en 1973 hasta 2004.**

Cada secuencia de cultivo presenta un diseño de bloques completos aleatorizados. La dimensión de la parcela principal es de 14 m de ancho y 45 m de largo. En las parcelas principales se encuentran aleatorizados los sistemas de labranza. Antiguamente, las labranzas se realizaban antes de cada cultivo (dos veces en el año para el doble cultivo trigo/soja y una vez en el año para el maíz y la soja de primera siembra), pero a partir de 2002 se realizan una única vez en el año, en el mes de junio, para todas las secuencias de cultivo. Es decir, que a partir de ese momento, en los tratamientos laboreados, el control de malezas también depende del uso de herbicidas químicos. A su vez, las parcelas principales se dividieron en dos subparcelas de 7 m de ancho y 45 m de largo, en las que se aplicaron dos dosis de fertilizante nitrogenado: 0 kg N ha<sup>-1</sup> (NF) y 90 y 100 kg N ha<sup>-1</sup> (F) en promedio, para trigo y maíz, respectivamente (Figura 2.3). Las fuentes de nitrógeno utilizadas fueron urea desde 1979 hasta 1990 y nitrato de amonio desde 1991 hasta 2001, a partir de 2002 volvió a utilizarse urea. La fertilización nitrogenada se realizó siempre al voleo. Además, los

cultivos de maíz, trigo y soja de primera siembra se fertilizan a la siembra con 12 kg P ha<sup>-1</sup>.



Pastura desde 1994 hasta 2002.

Maíz: monocultivo de maíz desde 1987; Soja: monocultivo de soja desde 1987; Trigo/Soja: doble cultivo trigo/soja en el mismo año desde 1983; Maíz-Trigo/Soja: maíz - doble cultivo trigo/soja en el mismo año desde 1979; LV: labranza vertical (arado de cincel como labor principal); SD: siembra directa; NF: sin fertilización nitrogenada; F: con fertilización nitrogenada.

**Figura 2.3- Plano de los ensayos de secuencias de cultivo y sistemas de labranza de largo plazo ubicados en la Estación Experimental Agropecuaria Pergamino de INTA, donde se destacan las parcelas bajo SD F y NF y bajo LV F analizadas en este estudio.**

En este estudio, se trabajó en dos bloques de cada una de las cuatro secuencias de cultivo y se analizaron la siembra directa (SD) con ambos niveles de fertilización nitrogenada (F y NF) y la labranza vertical (LV) con aplicación de fertilizante nitrogenado (F) únicamente (Figura 2.3). El efecto de la fertilización nitrogenada fue evaluado solamente bajo SD. El sistema de labranza LV se utilizó como comparativo de la SD, ambos con aplicación de fertilizante nitrogenado, y se eligió por ser la labor más

difundida en la zona de estudio, en reemplazo del arado de reja y vertedera como labor principal. La labor principal bajo LV se realizó con un arado de cincel a 0-15 cm de profundidad y las labores secundarias se realizaron con rastras de discos y de dientes en el espesor 0-10 cm. Se trabajó en dos bloques por secuencia debido a las siguientes razones: 1) Galetto et al. (1992) realizaron un muestreo para caracterizar el inicio de la rotación M-T/S y determinar la homogeneidad de esa porción del terreno. Los resultados mostraron que el terreno no era homogéneo y que los cuatro bloques de la derecha de la rotación M-T/S presentaban diferencias en los contenidos de materia orgánica del suelo (MOS) con respecto a los bloques ubicados a la izquierda (Figura 2.3). Esta variación fue aproximadamente del 15 %. Por esta razón, en M-T/S, se trabajó con los cuatro bloques de la derecha del experimento. 2) Desde 1994 hasta 2002, la mitad de los bloques M-T/S y T/S estuvieron bajo pastura (Figura 2.3). Debido a que en este trabajo se desean evaluar únicamente las situaciones bajo agricultura continua, se descartaron del análisis aquellos bloques que estuvieron bajo pastura, por lo que sólo restaron dos bloques para M-T/S y T/S. 3) En las secuencias M y S existen sólo dos bloques (Figura 2.3).

El control de malezas y de otros factores, como plagas y enfermedades, resultaron apropiados en la mayoría de las campañas no considerándolos como factores limitantes para el rendimiento de los cultivos. No se registró piso de arado anciano por debajo de la profundidad de laboreo.

## 2.3 MUESTREOS

El muestreo de suelo se realizó en junio de 2004, once meses después del último laboreo. Los sitios de muestreo se ubicaron en el espacio entre las líneas de siembra, evitando las huellas de rodados. Para ampliar la explicación de los resultados obtenidos en 2004 sobre el efecto de las secuencias de cultivo, de los sistemas de labranza y de la fertilización nitrogenada sobre la MOS y sus fracciones granulométricas, se adicionaron nuevas variables de suelo y de vegetal que fueron medidas en 2008. Si bien se conoce que los sistemas de labranza pueden no estar en equilibrio por haberse producido modificaciones en la intensidad de las labranzas a partir de 2002 (una única labranza en el año, en el mes de junio) y las secuencias de cultivo por no haber pasado un período de tiempo de 40-60 años desde su implementación (West y Post 2002), se asumió que los resultados obtenidos en 2008 eran similares a los que se hubiesen obtenido para las mismas variables en 2004.

### 2.3.1 JUNIO DE 2004:

Las muestras de suelo fueron tomadas a tres profundidades: 0-5, 5-10 y 10-20 cm. Se eligieron al azar cuatro sitios de submuestreo en cada parcela y se extrajeron muestras compuestas en cada sitio. Las muestras extraídas se secaron en estufa y se tamizaron con un tamiz de 2 mm de diámetro de malla.

#### Propiedades de suelo estudiadas:

- *Carbono orgánico (COS) y nitrógeno orgánico (NOS) del suelo.*

Determinados por combustión seca con un analizador elemental de carbono (C) y nitrógeno (N) (marca LECO) en la Unidad de Agronomía de Laon-Reims-Peronne, INRA, Francia.



- *C y N de la fracción > 50  $\mu\text{m}$ .*

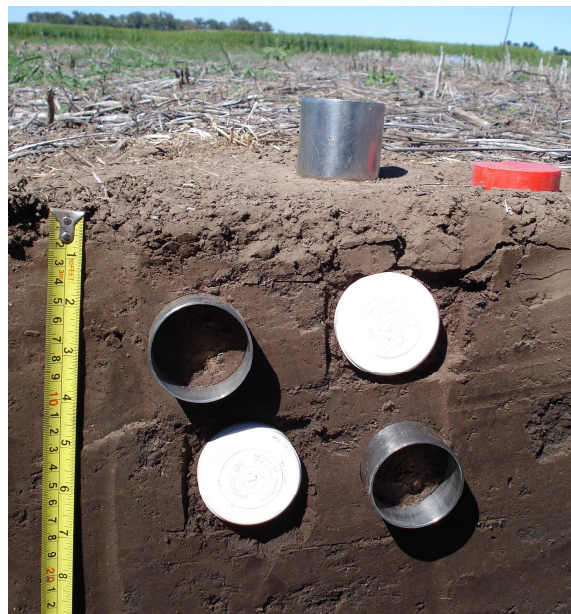
Determinados por tamizado en húmedo por el método de Cambardella y Elliot (1992) modificado. La determinación de C y N se realizó por combustión seca, utilizando un analizador de C y N (marca LECO) en el laboratorio de LANAIS N-15-UNS-CONICET. A estas fracciones de C y N se las llamó carbono (COP) y nitrógeno (NOP) orgánico particulados. La metodología de fraccionamiento granulométrico será descripta detalladamente para COP en Materiales y Métodos del Capítulo 3.

- *C y N asociados a la fracción mineral.*

Las fracciones de C y N asociadas a la fracción mineral del suelo, CAM y NAM respectivamente, se obtuvieron por diferencia entre COS y COP y entre NOS y NOP.

- *Densidad aparente (dap).*

Determinada por el método del cilindro (Burke et al. 1986). A su vez, en cada sitio de submuestreo, donde se extrajeron las muestras compuestas, se realizó la apertura de un pequeño pozo de 0-30 cm de profundidad y se extrajo un cilindro en cada profundidad. Para la profundidad 0-5 cm se utilizó un cilindro de 5 cm de diámetro interno y 5 cm de altura (volumen: 98,2 cm<sup>3</sup>), el cual se colocó de manera vertical. Para las profundidades 5-10 y 10-20 cm se utilizó un cilindro de 5 cm de diámetro y 3 cm de altura (volumen: 58.9 cm<sup>3</sup>), colocándolos en forma horizontal (Figura 2.4). En la profundidad 10-20 cm se colocó en el centro de dicho espesor. Todas las muestras fueron secadas en estufa a una temperatura de 105 °C hasta peso constante y la densidad se calculó en función del diámetro interno y la altura del cilindro.



**Figura 2.4- Metodología de muestreo de la densidad aparente del suelo por el método del cilindro a tres profundidades (0-5, 5-10 y 10-20 cm).**

### 2.3.2 JUNIO DE 2008:

Nuevamente, se eligieron al azar cuatro sitios de submuestreo en cada una de las parcelas y se tomaron muestras compuestas en cada sitio a tres profundidades: 0-5, 5-10

y 10-20 cm. Éstas se secaron en estufa y se tamizaron con un tamiz de 2 mm de diámetro de malla.

Propiedades de suelos estudiadas:

- *Índice de estabilidad de agregados (IEA).*

Determinado por tamizado en agua con el método de Douglas y Goss (1982) modificado. La muestra de suelo seca y tamizada a 2 mm se tamizó nuevamente a 1 mm. Se pesaron 10 g de agregados, se colocaron en el tamiz de 0,5 mm y se realizó el tamizado en agua durante 5'. Luego se recogió la muestra que quedó sobre el tamiz, se la secó en estufa a 105 °C hasta peso constante. El IEA se calculó utilizando el procedimiento de Kemper (1965):

$$IEA = \frac{\text{Peso seco de los agregados} > 0,5 \text{ mm}}{\text{Peso seco inicial}} \times 100$$

La valoración del IEA fue: IEA < 20%: inestable; IEA entre 20 y 40%: moderadamente estable y IEA > 40%: estable. El IEA fue utilizado en el Capítulo 4 y se determinó solamente a dos profundidades de suelo: 0-5 y 5-20 cm. Para esta última profundidad se combinaron las muestras de las dos profundidades subsuperficiales: 5-10 y 10-20 cm.

- *pH en agua.*

Determinado potenciométricamente, utilizando la relación suelo: agua 1:2,5.

- *Carbono de la biomasa microbiana (CBM).*

Por el método de fumigación-extracción (Vance et al. 1987). Se eliminó la población microbiana de las muestras de suelo mediante la fumigación con cloroformo durante 24 horas. Luego se procedió a la extracción del C orgánico utilizando K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (0,5 molar) en las muestras fumigadas y no fumigadas (muestras testigo) y a su determinación por el método de combustión húmeda. El CBM fue calculado como: 2,64 x [C orgánico extraído del suelo fumigado - C orgánico extraído del suelo no fumigado]. Las determinaciones de CBM fueron realizadas en el Laboratorio de Microbiología Agrícola de la Facultad Ciencias Agropecuarias de la Universidad Nacional de Entre Ríos. El CBM fue utilizado en el Capítulo 5 expresado como stock (Mg ha<sup>-1</sup>) para una masa de suelo de 2500 Mg ha<sup>-1</sup>.

- *Densidad aparente.*

Obtenida de la misma forma que en 2004. Se muestreó en cada uno de los tratamientos evaluados para transformar los valores del CBM en stock (Mg ha<sup>-1</sup>) a una masa equivalente de suelo de 2500 Mg ha<sup>-1</sup>.

Propiedades de vegetal estudiadas:

- *C y N de los rastrojos sobre la superficie del suelo.*

Se eligieron al azar cuatro sitios de submuestreo en cada una de las parcelas y se tomaron muestras de rastrojos que se encontraban sobre el suelo con un aro de 0,25 m<sup>2</sup>. Éstas se secaron a 30 °C, se molieron a 0,5 mm y se homogeneizaron. Se les determinó C y N por combustión seca con un analizador elemental (marca LECO) en el

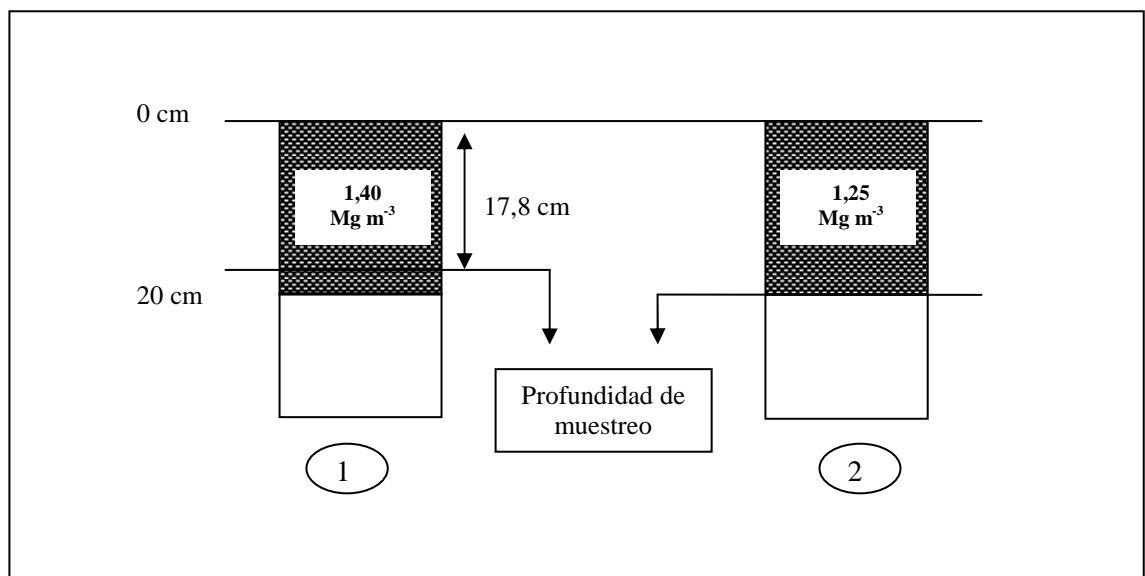
laboratorio de LANAIS N-15-UNS-CONICET. El C y N de los rastrojos fue calculado en  $\text{Mg ha}^{-1}$ .

### 2.3.3 RENDIMIENTOS HISTÓRICOS PROMEDIO DE LOS CULTIVOS:

Desde el inicio de los ensayos, para la estimación de los rendimientos de los cultivos, se extrajeron a la cosecha de cada cultivo dos muestras al azar de planta entera de  $1 \text{ m}^2$  de superficie por parcela de cada tratamiento. Éstas se secaron en estufa a  $40^\circ \text{C}$  y se pesaron para determinar la biomasa seca total. Luego se trillaron los granos de cada muestra, se pesaron y se obtuvieron los rendimientos. Sin embargo, para el cálculo de los rendimientos promedio históricos no se contó con todos los años, ya que en algunas campañas éstos no fueron medidos.

## 2.4 EXPRESIÓN DE LOS RESULTADOS EN MASA EQUIVALENTE DE SUELO

Cuando los resultados se expresan como stock de COS ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ), las conclusiones son muy diferentes que cuando se expresan como concentración ( $\%$ ,  $\text{g kg}^{-1}$ ), ya que en esta última no se consideran las variaciones en la dap. Por otro lado, cuando los resultados se expresan como stock, si se expresan a profundidad constante difieren de cuando se expresan a igual masa de suelo (Ellert y Bettany 1995; Lal et al. 1998; Balesdent et al. 2000). El error que puede cometerse por no considerar las variaciones en la dap puede ejemplificarse de la siguiente manera: supongamos que se muestreó a 0-20 cm de profundidad dos situaciones: 1 y 2 (Figura 2.4), y se determinó que la concentración de COS era de 1,8% para ambas situaciones y la dap en el espesor 0-20 cm era de 1,40 y  $1,25 \text{ Mg m}^{-3}$ , para 1 y 2, respectivamente. Sin embargo, estas concentraciones están referidas a masas de suelo diferentes ( $2800$  y  $2500 \text{ Mg suelo ha}^{-1}$  para la situación 1 y 2, respectivamente). Para anular el efecto de la variación de dap, se deben referir los resultados a igual masa de suelo (en este caso se debería obtener la concentración de C del espesor 0-17,8 cm en la situación 1 (Figura 2.4).



**Figura 2.5- Influencia de la densidad aparente sobre la determinación del contenido de carbono para una masa de suelo equivalente de  $2500 \text{ Mg ha}^{-1}$  (Ellert y Bettany 1995).**

En el presente trabajo, debido a que se observaron diferencias significativas en dap para el espesor 5-10 cm entre sistemas de labranzas y entre niveles de fertilización nitrogenada bajo SD, todas las variables medidas en 2004 y el CBM medido en 2008 fueron expresados en  $\text{Mg ha}^{-1}$  para una misma masa de horizonte A de  $2500 \text{ Mg suelo ha}^{-1}$ .

#### 2.4.1 CÁLCULO DEL STOCK DE COS A UNA MASA EQUIVALENTE DE SUELO

El procedimiento detallado a continuación se utilizó para calcular el contenido de COS a una masa de suelo equivalente de  $2500 \text{ Mg ha}^{-1}$ . En el cálculo de la masa de suelo se utilizó el espesor de cada capa en m, la superficie de 1 ha ( $10.000 \text{ m}^2$ ) y la dap ( $\text{Mg m}^{-3}$ ) de ese mismo espesor. Entonces, la masa de suelo para el ejemplo de la Tabla 2.1 en la profundidad 0-5 cm fue  $0,05 \text{ m} * 10.000 \text{ m}^2 * 1,16 \text{ Mg m}^{-3} = 580 \text{ Mg ha}^{-1}$ . Lo mismo se hizo para los otros dos espesores. De esta forma se obtuvo la masa total de suelo para 0-20 cm de espesor, que para el ejemplo de la tabla fue de  $2.555 \text{ Mg ha}^{-1}$ .

**Tabla 2.1- Ejemplo de cálculo del stock de COS para una masa equivalente de suelo de  $2500 \text{ Mg ha}^{-1}$ .**

	Prof (cm)	Espesor (cm)	Dap ( $\text{Mg m}^{-3}$ )	Masa de suelo ( $\text{Mg ha}^{-1}$ )	COS (%)	Stock de COS ( $\text{Mg ha}^{-1}$ )	Stock de COS 2500 Mg suelo $\text{ha}^{-1}$
Situación 2	0-5	5	1,16	580	1,98	11,5	37,1
	5-10	5	1,31	655	1,33	8,7	
	10-20	10	1,32	1320	1,33	17,6	

El stock de COS ha sido el resultado de relacionar el COS en concentración (%) con la masa de suelo. Para el ejemplo de la tabla en el espesor 0-5 cm es:  $580 \text{ Mg ha}^{-1} * 1,98\% = 11,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ . Lo mismo se hizo para los restantes espesores de suelo. La masa total de suelo para el espesor 0-20 cm supera los  $2500 \text{ Mg suelo ha}^{-1}$ , por lo que al último espesor fue necesario restarle el carbono que forma parte de los  $55 \text{ Mg ha}^{-1}$  de suelo que exceden la masa equivalente elegida. Esto último se realizó utilizando la siguiente fórmula:

$$(((2500 - (\text{Masa suelo 0-5 cm} + \text{Masa suelo 5-10 cm})) * (\text{Stock COS 10-20 cm} / \text{Masa suelo 10-20 cm})) + \text{Stock COS 0-5 cm} + \text{Stock COS 5-10 cm})$$

Para el ejemplo de la tabla, el stock de COS a  $2500 \text{ Mg ha}^{-1}$  fue de:

$(((2500 \text{ Mg suelo ha}^{-1} - (580 \text{ Mg suelo ha}^{-1} + 655 \text{ Mg suelo ha}^{-1})) * (17,6 \text{ Mg ha}^{-1} / 1320 \text{ Mg suelo ha}^{-1})) + 11,5 \text{ Mg ha}^{-1} + 8,7 \text{ Mg ha}^{-1} = 37,1 \text{ Mg COS ha}^{-1} \text{ para una masa de suelo de } 2500 \text{ Mg ha}^{-1}$ .

## CAPÍTULO 3

### COMPARACIÓN DE DOS MÉTODOS DE FRACCIONAMIENTO FÍSICO DE LA MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO

#### 3.1 INTRODUCCIÓN

Los métodos de fraccionamiento físico de la materia orgánica del suelo (MOS), sean por densidad o por tamaño de partículas, son simples, rápidos, sensibles y menos destructivos que los métodos de fraccionamientos químicos (Galantini 2008). Debido a que las fracciones lábiles de la MOS varían rápidamente frente a los cambios en las prácticas de manejo (Janzen et al. 1992; Hassink et al. 1997), numerosos trabajos de investigación han aislado físicamente y caracterizado estas fracciones para evaluar el efecto que producen el uso de la tierra (Fabrizzi et al. 2003; Dubeux et al. 2006), los diferentes sistemas de labranza (Alvarez et al. 1995a; Sá y Lal 2009; Domínguez et al. 2009), las distintas secuencias de cultivo (Morón et al. 2004; Zotarelli et al. 2007) y la fertilización nitrogenada (Alvarez et al. 1998a; Diekow et al. 2005; Minoldo et al. 2008). Además, el fraccionamiento físico de la MOS puede contribuir a la validación de modelos conceptuales, en especial si son combinados con mediciones de carbono de la biomasa microbiana (CBM), técnicas isotópicas o estudios de mineralización (Bonde et al. 1992). La fracción de la MOS separada físicamente está compuesta por una mezcla de restos de plantas, animales y microorganismos en diferentes estados de descomposición, incluyendo polen, esporas, semillas y fitolitos (Gregorich et al. 2006). Esta mezcla heterogénea hace que su composición sea muy variable y sea considerada un pool intermedio entre los residuos frescos de los cultivos y la MOS estabilizada.

El fraccionamiento densimétrico se basa en que la fracción liviana o sobrenadante de la MOS es más lábil y reactiva que los minerales del suelo y los complejos órgano-minerales. Debido a que las partículas del suelo presentan un amplio rango de densidades, es muy difícil separar una fracción homogénea (Gregorich et al. 2006). Los líquidos utilizados para realizar el fraccionamiento densimétrico son el tetrabromoetano, bromoformo etanol, tetracloroetano, soluciones de sales inorgánicas como el ioduro de sodio y el politungstato de sodio y suspensiones estables de sílica (Richter et al. 1975; Meijboom et al. 1995; Galantini 2008). Un problema importante en el uso del fraccionamiento densimétrico cuando se utiliza el tetrabromoetano, el bromoformo etanol o el tetracloroetano es la elevada toxicidad de estos líquidos orgánicos.

El fraccionamiento granulométrico se basa en que la MOS está asociada con partículas de diferentes tamaños, que difieren en composición mineralógica, estructura y función (Christensen 1992). Mientras la fracción arena presenta afinidades débiles con la MOS, las arcillas y los limos presentan numerosos sitios reactivos donde la MOS se adsorbe fuertemente (Lützow et al. 2007). Por lo tanto, la fracción de la MOS del tamaño de la arena se considera más lábil que aquella del tamaño del limo y las arcillas (Hassink et al. 1997). Los problemas frecuentemente encontrados al utilizar el fraccionamiento granulométrico son: que el material orgánico puede ser fragmentado por procesos como el secado, la molienda, el humedecimiento o rehumedecimiento durante el tamizado en agua (Gregorich et al. 2006), que la cantidad de energía utilizada para la dispersión del suelo y el lavado del carbono (C) soluble durante el tamizado en húmedo afectan la cantidad de C obtenido en la fracción lábil (Magid y Kjaergaard,

2001) y que la separación de fracciones resulta altamente dependiente del operador (Magid et al. 1996).

Si bien el fraccionamiento granulométrico y el densimétrico han sido ampliamente usados en numerosos estudios, existen muy pocos antecedentes donde se los haya comparado para comprobar si fraccionan la MOS de igual manera y si resultan similarmente sensibles frente a cambios provocados por el uso y manejo del suelo. Gregorich et al. (2006) compararon los resultados obtenidos por ambas metodologías de fraccionamiento físico de la MOS; sin embargo, en esa revisión los fraccionamientos no fueron realizados a la misma muestra de suelo, por lo que existe un efecto confundido entre los métodos y los sitios en los cuales se realizaron los estudios. El objetivo del presente trabajo fue comparar las concentraciones de C lábil obtenidas a partir de la misma muestra de suelo por dos métodos de fraccionamiento físico (el fraccionamiento granulométrico y el densimétrico), utilizando una base de datos proveniente de cuatro ensayos de larga duración de secuencias de cultivo bajo dos sistemas de labranza con aplicación de fertilizante nitrogenado.

## 3.2 MATERIALES Y MÉTODOS

### 3.2.1 MUESTREO DE SUELO Y DETERMINACIÓN DE C LÁBIL

A las muestras de suelo obtenidas en junio de 2004 a tres profundidades de suelo (0-5, 5-10 y 10-20 cm) como se indicó en el Capítulo 2, se les realizaron los siguientes fraccionamientos físicos de la MOS:

- *C de la fracción > 50  $\mu\text{m}$* : determinado por tamizado en húmedo por el método de Cambardella y Elliot (1992) modificado. En el método original de Cambardella y Elliot (1992) se reemplazó la dispersión química por la mecánica mediante la agitación en agua con bolitas de vidrio (Feller 1979; Andreux et al. 1980), luego de no haber encontrado diferencias significativas entre ambos tipos de dispersión (química vs. mecánica) y diferentes tiempos de agitación (cinco horas vs. toda la noche). Se pesaron 40 g de suelo y se agregaron 200 mL de agua destilada y 5 bolitas de vidrio. La agitación fue de 5 h a 40 rpm. El tamizado se realizó con un tamiz de 50  $\mu\text{m}$  de diámetro de malla haciendo movimientos de vaivén hasta que el agua de salida a través del mismo resultase límpida. Se recogió la fracción > 50  $\mu\text{m}$ , se la secó en estufa a 105 °C hasta peso constante, se pesó y se la envió al LANAIS N-15-UNS-CONICET para la determinación de C por combustión seca, utilizando un analizador elemental de C (marca LECO). A esta fracción lábil de C se la llamó carbono orgánico particulado (COP).

- *C sobrenadante (Cs)* (Richter et al. 1975): se pesaron 0,5 g de suelo tamizado por 0,5 mm y se agregaron 8 mL de solución de bromoformo etanol con una densidad de 2 g  $\text{cm}^{-3}$ , sugerida por los autores del método para determinaciones de rutina. Se agitó manualmente durante un minuto y luego se centrifugó a 3.000 rpm durante cinco minutos. Se filtró el sobrenadante utilizando un papel de fibra de vidrio de 1 cm de diámetro y posteriormente se realizaron cuatro lavados con alcohol y cuatro con agua destilada. Finalmente, a la fracción sobrenadante recogida se le determinó C por combustión húmeda por el método de Walkley y Black. Las determinaciones de Cs fueron realizadas en el laboratorio Agroambiental del Instituto de Geología y Geocronología Isotópica (CONICET).

Debido a que las determinaciones de C lábil fueron realizadas en laboratorios diferentes, se utilizaron distintos métodos de determinación analítica del contenido de C en las fracciones separadas físicamente. Como es sabido, con la metodología de combustión húmeda el grado de recuperación del C es menor, y más aún a medida que su contenido disminuye (Miglierina 1991). Si bien se conoce que esto introduce una fuente adicional de variación que podría afectar los resultados de C lábil obtenidos con ambas metodologías, se procedió igualmente a su comparación teniéndola en cuenta en la interpretación de los resultados.

### 3.2.2 ANÁLISIS ESTADÍSTICO

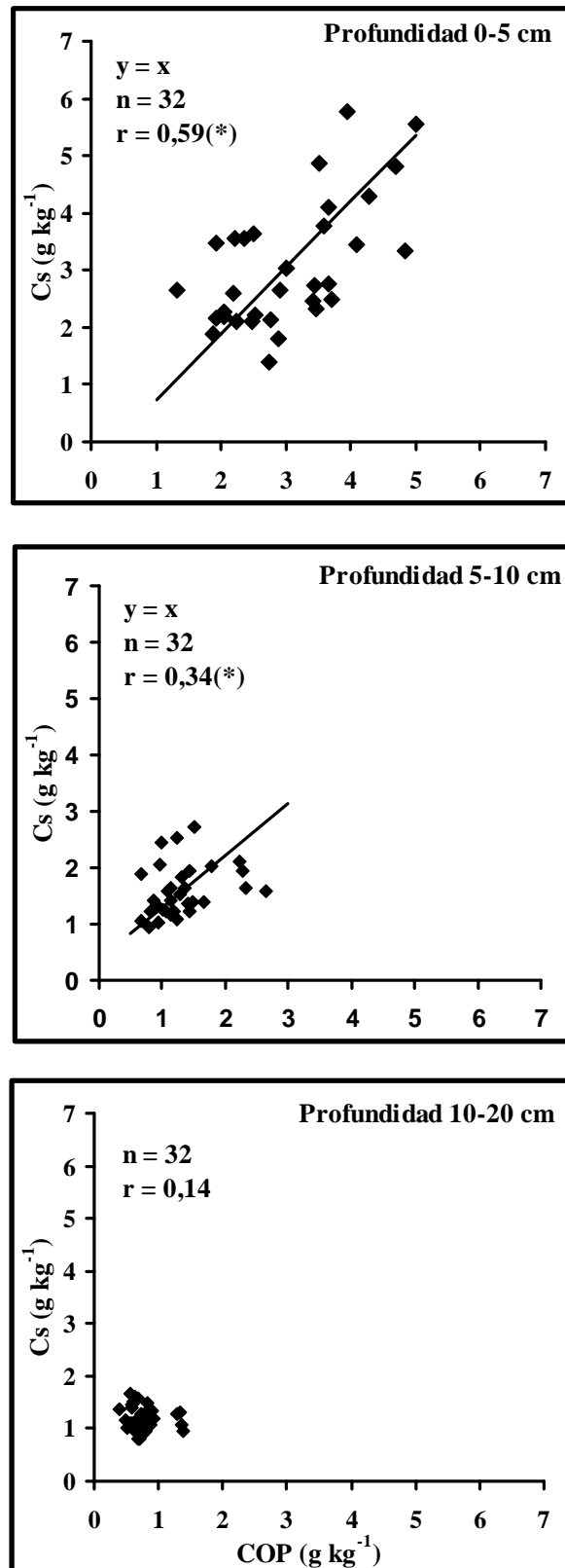
Para establecer las relaciones entre los dos métodos de fraccionamiento físico de la MOS se trabajó con la metodología propuesta por Sokal y Rohlf (1981). Este análisis resulta más apropiado que el análisis común de regresión de cuadrados mínimos cuando ambas variables,  $x$  e  $y$ , son independientes y medidas con error. Se utilizó el software Reduced Major Axis Regression (RMA) (Bohonak 2004). Se establecieron las funciones entre el fraccionamiento granulométrico y el densimétrico, y se determinaron los parámetros de dichas funciones. Se probó si la ordenada al origen era significativamente distinta de cero ( $p < 0,05$ ) y si la pendiente era significativamente distinta de uno ( $p < 0,05$ ) mediante la prueba  $t$  de Student.

Para la comparación de los valores medios de Cs y de COP en cada una de las tres profundidades analizadas se utilizó la prueba  $t$  de Student para medias apareadas (SAS, 2001).

## 3.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Figura 3.1 muestra las relaciones obtenidas entre ambos métodos de fraccionamiento físico de la MOS a tres profundidades de suelo distintas. Los dos métodos estuvieron correlacionados positivamente para las profundidades 0-5 cm ( $r = 0,59$ ) y 5-10 cm ( $r = 0,34$ ) cm. Sin embargo, no hubo correlación para la profundidad 10-20 cm. El análisis de las funciones entre los métodos, mostró que las ordenadas al origen no difirieron significativamente de cero ( $p = 0,21$  y  $p = 0,06$  para 0-5 y 5-10 cm, respectivamente), indicando que ambos métodos estimaron el C lábil de igual manera. Adicionalmente, debido a que las pendientes no fueron significativamente distintas de 1 ( $p = 0,18$  y  $p = 0,34$  para 0-5 y 5-10 cm, respectivamente) un incremento unitario en COP estuvo asociado con un aumento de igual proporción para Cs.

Si bien existió correlación significativa para 0-5 y 5-10 cm entre ambos métodos de fraccionamiento y éstos midieron el mismo tamaño de la fracción lábil de C, no puede decirse que miden la misma fracción lábil porque no se contó con información más detallada sobre la calidad de dicha fracción (por ejemplo nitrógeno (N) lábil, espectro del  $^{13}\text{C}$  por resonancia magnética nuclear - NMR - al estado sólido, resonancia de spin electrónico - ESR, presencia de lignina).



(\*)  $r$  significativo ( $p < 0,05$ ).

**Figura 3.1-** Relaciones entre el carbono orgánico particulado (COP) y el carbono sobrenadante (Cs) obtenidas de datos provenientes de cuatro ensayos de larga duración de secuencias de cultivo bajo dos sistemas de labranza con aplicación de fertilizante nitrogenado.



La información proveniente de 65 estudios de suelos bajo agricultura, que no incluyó a suelos pampeanos, mostró que los valores medios de COP, que representaron el 21,6% del carbono orgánico del suelo (COS), eran más elevados que los de Cs (7,5% del COS), utilizando un tamiz de 53  $\mu\text{m}$  y una densidad de licor  $< 1,9 \text{ g cm}^{-3}$ , para los fraccionamientos granulométrico y densimétrico, respectivamente (Gregorich et al. 2006). La cantidad obtenida de Cs es muy sensible a la fluctuación en la densidad del líquido, indicando que la elección de la densidad y su ajuste durante el proceso, son factores críticos para el resultado del fraccionamiento densimétrico (Christensen 2001). En este estudio, que ambos métodos hayan determinado el mismo contenido de fracción lábil pudo deberse a la mayor densidad de licor utilizada ( $2 \text{ g cm}^{-3}$ ). Richter et al. (1975) obtuvieron el doble de concentraciones de fracciones lábiles, con densidades comprendidas entre 1,9 y  $2 \text{ g cm}^{-3}$  con respecto a densidades comprendidas entre 1,6 y  $1,9 \text{ g cm}^{-3}$ . Este aumento de la concentración se debe a la incorporación de mayores cantidades de complejos órgano-minerales (Galantini y Suñer 2008). Además, en este caso, al utilizarse suelos de pradera de gramíneas hay una elevada presencia de fitolitos o minerales de baja densidad en su fracción limo fino (30 % de la fracción de limo fino del horizonte A) (Pecorari et al. 1990; Cosentino y Pecorari 2002). Éstos tienen una densidad  $< 2,30 \text{ g cm}^{-3}$ , y su inclusión en la fracción lábil podría estar incrementando el contenido de Cs obtenido. Por lo tanto, en la fracción lábil obtenida por separación densimétrica puede existir una cantidad relativamente importante de fracción de MOS unida a la fracción mineral. Sin embargo, el hecho de que se haya utilizado la metodología de Walkley y Black para la determinación analítica del contenido de C en la fracción sobrenadante podría contrarrestar en parte el efecto de la elevada densidad del licor utilizada, debido al menor porcentaje de recuperación del C con esta metodología.

La presencia de residuos recientes y/o poco transformados generalmente disminuye con la profundidad del suelo, particularmente bajo siembra directa (SD) o debajo de la profundidad de laboreo. Por lo tanto, en el espesor 10-20 cm, es esperable encontrar valores más bajos de C lábil que en el espesor 0-10 cm. Esto puede observarse en la Figura 3.1: en 10-20 cm los valores encontrados se situaron entre 0,4 y  $1,7 \text{ g kg}^{-1}$  y entre 0,7 y  $5,8 \text{ g kg}^{-1}$  en 0-10 cm para ambas variables (COP y Cs). En el espesor 10-20 cm, los valores medios de Cs fueron superiores y menos variables que los respectivos valores medios de COP (Tabla 3.1). La menor variabilidad encontrada en Cs podría estar indicando una elevada presencia de complejos órgano-minerales y una menor sensibilidad frente a las diferentes prácticas de manejo.

**Tabla 3.1- Diferencia entre los valores medios de carbono lábil obtenidos por fraccionamiento granulométrico y densimétrico.**

Profundidad	Valor medio de Cs	Valor medio de COP	Diferencia entre Cs y COP
0-5 cm	3,07 (CV = 36%)	3,03 (CV = 31%)	0,04
5-10 cm	1,58 (CV = 29%)	1,31 (CV = 37%)	0,27
10-20 cm	1,20 (CV = 19%)	0,77 (CV = 34%)	0,43*

\* diferencia distinta de cero ( $p < 0,0001$ ) – Prueba t para medias apareadas.

Cs: carbono sobrenadante; COP: carbono orgánico particulado; CV: coeficiente de variación.

Los resultados encontrados justifican la necesidad de continuar con los estudios de comparación de métodos de fraccionamiento. Particularmente para el método de fraccionamiento densimétrico, sería interesante probar el efecto de la disminución de la densidad del licor sobre el tamaño de Cs resultante, realizando la determinación de C de la fracción sobrenadante por combustión seca en analizador de C. Además, realizar la determinación de N lábil por los dos métodos enriquecería la discusión sobre la calidad de las fracciones obtenidas. Por otro lado, la comparación con métodos de fraccionamiento biológico (C y N de la biomasa, respiración basal, N potencialmente mineralizable), que separan fracciones biológicamente activas, puede dar información de utilidad sobre la funcionalidad de los compartimentos de C lábil obtenidos por fraccionamiento físico. Alvarez et al. (1995a, 1998b, 1998c) obtuvieron relaciones positivas entre métodos de fraccionamiento biológico y fraccionamiento densimétrico en uno de los ensayos utilizado en este estudio.

En base a los resultados obtenidos en este trabajo podrían utilizarse indistintamente cualquiera de los dos métodos de fraccionamiento físico de la MOS, debido a que éstos miden la misma proporción de C lábil. Sin embargo, desde el punto de vista del riesgo para la salud humana y el ambiente no es aconsejable la utilización del fraccionamiento densimétrico por la elevada toxicidad del bromoformo etanol. Además, el fraccionamiento granulométrico es sencillo y poco costoso en términos de materiales y labor (Gregorich et al. 2006).

### **3.4 CONCLUSIONES**

Bajo las condiciones de este estudio, ambas metodologías estimaron el mismo tamaño de fracción de C lábil en el espesor 0-10 cm. En el espesor 10-20 cm, los resultados de ambos métodos no se relacionaron entre sí y el fraccionamiento densimétrico mostró valores de C lábil mayores y menos variables que el fraccionamiento granulométrico. Además, debido a la elevada densidad del licor utilizada, el fraccionamiento densimétrico probablemente midió una cantidad relativamente importante de COS unido a la fracción mineral, sobreestimando la fracción lábil de C.

## **CAPÍTULO 4**

### **EFFECTOS DE LA SECUENCIA DE CULTIVO Y DEL SISTEMA DE LABRANZA SOBRE LA MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO**

#### **4.1 INTRODUCCIÓN**

Uno de los grandes desafíos agronómicos actuales es encontrar sistemas de cultivos que mantengan o aumenten las reservas de materia orgánica del suelo (MOS) en los agroecosistemas y contribuyan a mitigar el efecto invernadero.

En sistemas bajo agricultura continua, el sistema de labranza y la secuencia de cultivo son los principales reguladores del ciclado y el almacenamiento de MOS (Paustian et al. 1997). Generalmente, se acepta que los sistemas de labranza afectan principalmente a la tasa de descomposición de MOS y a la pérdida de ésta por erosión, y que la secuencia de cultivos afecta, mayormente, a la cantidad de carbono (C) aportado (Rasmussen et al. 1980; Havlin et al. 1990; Porter et al. 1997). Si bien algunos estudios concluyeron que la reducción de las labranzas podía acumular más C en el suelo que el acrecentamiento en la complejidad de la rotación (West y Post 2002, Apezteguía et al. 2000; Bayer et al. 2000), existe poca información al respecto.

El tipo de labranza influye sobre la localización de los residuos en el perfil del suelo. El arado de cincel (LV), utilizado a una profundidad de 15 cm, deja aproximadamente el 60% de los residuos a una profundidad de 0-6 cm, el 28% en el espesor 6-12 cm y 6% en el espesor 12-18 cm (Allmaras et al. 1996). En cambio, la siembra directa (SD) deja todos los residuos aéreos sobre la superficie del suelo, originando efectos importantes sobre su funcionamiento. Estos efectos incluyen el aumento de la densidad aparente (dap) y menor aireación, mayor estabilidad de agregados, menor temperatura y amplitud térmica, aumento en el contenido de humedad del suelo y menor contacto de los residuos con el nitrógeno mineral del suelo (Balesdent et al. 2000). Sus combinaciones tienen un impacto muy pronunciado sobre la mineralización de la MOS (Oorts et al. 2006).

La secuencia de cultivo altera el momento, la ubicación, la cantidad y la calidad de los aportes de residuos de cultivo, afectando el tamaño, la tasa de reciclado y la distribución vertical de los compartimentos de C y nitrógeno (N) (Franzluebbers et al. 1994). Además, la intensificación de la rotación actúa favorablemente sobre el balance de MOS (Wright y Hons 2005; Dou et al. 2007). En climas más cálidos y húmedos, permite realizar un uso más eficiente de las condiciones ambientales, y al producirse mayor biomasa de residuos a través del año, existen, en el largo plazo, mayores oportunidades para ingresar C al suelo vía fotosíntesis y de lograr mayores reservas de MOS (Franzluebbers et al. 2004). Además, al existir un aumento de tiempo de ocupación del suelo por raíces vivas, los exudados radicales estimulan la actividad microbiana, favoreciendo la agregación (Puget y Drinkwater 2001; Denef y Six 2006). A su vez, la rotación de residuos de diferente calidad produce el mismo efecto (Luo et al. 2010). Por otro lado, la desaparición o disminución del período de barbecho contribuye a aumentar el stock de MOS (Campbell et al. 1991, 2000).

Las prácticas de manejo que afectan la cantidad de residuos aportados al suelo y la tasa de descomposición de los residuos, afectan a la fracción lábil de la MOS (Gregorich et al. 1997). Bayer et al. (2001) encontraron que la inclusión de cultivos de cobertura en diferentes sistemas de cultivo producía un incremento de la materia orgánica particulada (MOP). A su vez, la SD generalmente aumenta las reservas de

MOP (Cambardella y Elliot 1992; Franzluebbers 2004); sin embargo, cuando las comparaciones entre SD y laboreo convencional se realizaron a igual masa de suelo, el sistema de labranza no tuvo efecto sobre la MOP (Angers et al. 1993; Franzluebbers y Arshad 1997; Mrabet et al. 2001).

Cuando se comparan secuencias de cultivo y/o sistemas de labranza, las diferencias en MOS entre los tratamientos y su evolución en el largo plazo están afectadas por otros factores adicionales: climáticos (precipitación, temperatura), edáficos (textura, pendiente, reserva inicial de MOS), profundidad, momento de muestreo y expresión de los resultados. La magnitud y sentido de variación de cada uno de ellos y su interacción con las secuencias de cultivo y los sistemas de labranza ha sido presentada en el Capítulo 1. Para poder aislar los efectos de las secuencias y los sistemas de labranza sobre la evolución de la MOS en el largo plazo, es imprescindible controlar experimentalmente estas fuentes de variación adicionales. Esto se puede lograr, utilizando: ensayos a campo con situación de partida conocida, suelos con muy poca variabilidad textural y sin fases por erosión, el mismo momento de muestreo para todos los tratamientos analizados, cuya profundidad de muestreo incluya, al menos, la profundidad de laboreo y permita expresar los resultados a igual masa de suelo (OECD 2002).

Los objetivos de este trabajo fueron:

- evaluar el efecto de ocho sistemas de cultivo (secuencias de cultivo x sistemas de labranza) sobre las reservas de C (COS) y N (NOS) orgánico del suelo y sus fracciones granulométricas (C (COP) y N (NOP) orgánico particulado y C (CAM) y N (NAM) asociado a la fracción mineral), luego de 25 años, en un Argiudol típico de la Pampa Ondulada.
- estudiar la evolución de las reservas de COS en cuatro secuencias de cultivo: maíz-trigo/soja (M-T/S), trigo/soja (T/S) y monocultivo de maíz (M) y de soja (S) bajo dos sistemas de labranza: SD y LV, luego de 25, 21 y 17 años para M-T/S, T/S y los dos monocultivos, respectivamente, en un Argiudol típico de la Pampa Ondulada.

## **4.2 MATERIALES Y MÉTODOS**

### **4.2.1 DESCRIPCIÓN DE LOS SISTEMAS DE CULTIVO**

Los ocho sistemas de cultivo que se compararon, luego de 25 años de agricultura continua, fueron los siguientes:

- 1) 25 años de la rotación M-T/S bajo SD (secuencia de cultivo: 25M-T/S, sistema de labranza: SD)
- 2) 25 años de la rotación M-T/S bajo LV (secuencia de cultivo: 25M-T/S, sistema de labranza: LV)
- 3) 4 años de soja bajo laboreo convencional (LC) + 21 años de la rotación T/S bajo SD (secuencia de cultivo: 4S+21T/S, sistema de labranza: 4LC+21 SD)
- 4) 4 años de soja bajo laboreo convencional (LC) + 21 años de la rotación T/S bajo LV (secuencia de cultivo: 4S+21T/S, sistema de labranza: 4LC+21LV)
- 5) 8 años de soja bajo LC + 17 años de soja bajo SD (secuencia de cultivo: 25S, sistema de labranza: 8LC+17SD)
- 6) 8 años de soja bajo LC + 17 años de soja bajo LV (secuencia de cultivo: 25S, sistema de labranza: 8LC+17LV)
- 7) 8 años de soja con laboreo convencional + 17 años de maíz bajo SD (secuencia de cultivo: 8S+17M, sistema de labranza: 8LC+17SD)

8) 8 años de soja con laboreo convencional + 17 años de maíz bajo LV (secuencia de cultivo: 8S+17M, sistema de labranza: 8LC+17SD)

El sistema de labranza no es SD o LV puro, excepto en la rotación M-T/S, sino que presenta algunos años de LC, dependiendo del sistema de cultivo del que se trate. Sin embargo, en la comparación de las secuencias de cultivo y sistemas de labranza se usará LV y SD para describirlos. La justificación de esta decisión se explica en el punto 4.2.6 de este capítulo (análisis estadístico).

#### 4.2.2 RETORNO DE C Y N POR LOS RESIDUOS DE LOS CULTIVOS

El retorno de C y N por los residuos de cultivo representa las biomásas de C y N anualmente producidas, sin incluir las biomásas de grano, que volverán al suelo. A partir de los rendimientos promedio históricos en grano, expresados en materia seca, se estimaron los retornos de C y N que realizaron los diferentes sistemas de cultivo mediante los restos de cosecha y de raíces luego de 25 años. Esta estimación incluye los retornos de C y N que produjo el cultivo de soja bajo LC desde 1979 hasta que se fueron iniciando las diferentes secuencias de cultivo, más los retornos propios de cada secuencia. Para ello:

- se utilizaron índices de cosecha de 0,50, 0,34 y 0,38 para maíz, trigo y soja, respectivamente (Alvarez y Steinbach 2006a).
- se asumió que la masa radical es 30 % para maíz, trigo y soja en relación a la biomasa aérea total e incluyendo la rizodeposición (Bolinder et al. 2007).
- se utilizaron relaciones C/N de los residuos de los cultivos de 57, 64 y 41 para maíz, trigo y soja, respectivamente. Estas relaciones fueron determinadas durante tres campañas consecutivas (2002/2003, 2003/2004 y 2004/2005) en el mismo ensayo en el que se realizó este trabajo, y se encuentran dentro del intervalo reportado por la bibliografía para soja (Alvarez et al. 1995b, Di Ciocco et al. 2004), para maíz (Alvarez y Steinbach 2006b; Ciampitti y García 2007) y para trigo (Alvarez y Steinbach 2006b).

Es importante destacar que para la estimación de los retornos de C y N se asumió que los índices de cosecha, los porcentajes de raíces y las relaciones C/N de los cultivos se mantuvieron estables a lo largo de los 25 años.

#### 4.2.3 ÍNDICE DE INTENSIFICACIÓN DE LA SECUENCIA DE CULTIVO

Se calculó como la relación entre el número de meses ocupados por cultivos y los meses del año en cada sistema de cultivo evaluado (25M-T/S, 4S+21T/S, 8S+17M y 25S). Este índice es similar al descrito por Farahani et al. (1998) que expresa el número de cultivos por año en una secuencia dada.

#### 4.2.4 TEMPERATURA Y HUMEDAD DEL SUELO

Durante el período comprendido entre el 08/08/2008 y el 09/01/2009, se midieron la temperatura (T) y la humedad gravimétrica (H) del suelo en los ocho sistemas de cultivos analizados. Para el registro continuo de la T del suelo se utilizaron sensores Thermochronn iButton. Éstos registran cambios de temperatura de 0,5 °C y el intervalo de medición es de -30 °C a 70 °C. Fueron programados para tomar registros cada 2 horas y se colocaron a la profundidad media correspondiente a una masa de suelo equivalente de 2500 Mg ha<sup>-1</sup> (10 y 9,6 cm de profundidad para LV y SD, respectivamente). Para el registro de la H del suelo se utilizaron las sondas Watermark. Estas sondas proporcionan valores de tensión y el intervalo de medición es de 10 a 200

centibares. Las lecturas se realizaron dos veces por semana a la mañana y, al igual que con los sensores de temperatura, las sondas se colocaron a la profundidad media correspondiente a una masa de suelo equivalente de 2500 Mg ha<sup>-1</sup>. Para convertir las lecturas de tensión a % de humedad volumétrica se construyó la curva de retención hídrica utilizando mesas de tensión y placa extractora por presión para la determinación de presiones mátricas desde -1 hasta -1500 kPa. Posteriormente, se calculó la humedad volumétrica a cada tensión y se dividieron los valores de humedad volumétrica por la dap para transformarlos en % de H.

#### 4.2.5 INICIO DE LAS SECUENCIAS DE CULTIVO

Se contó con las concentraciones de COS a tres profundidades (0-5, 5-10 y 10-20 cm) de la situación de partida de cada secuencia de cultivo: 1979 en M-T/S (Galletto et al. 1992), 1983 en T/S y 1987 en M y S (datos no publicados). El COS del inicio fue determinado por combustión húmeda por el método de Walkley y Black y para su conversión a valores determinados por combustión seca con analizador elemental se utilizó la siguiente ecuación de regresión lineal  $y = 0,97x + 0,20$ , obtenida a partir de 72 pares de datos que abarcaron un amplio intervalo de concentraciones (datos no mostrados). Además, las concentraciones de COS fueron transformadas en stocks a una masa equivalente de suelo de 2500 Mg ha<sup>-1</sup>, recurriendo a valores de dap logrados en base a la textura y al % de MOS, utilizando las ecuaciones propuestas por Chen et al. (1998) para los espesores 0-10 y 10-20 cm en suelos laboreados.

#### 4.2.6 ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Para evaluar el efecto de los sistemas de cultivo luego de 25 años de agricultura continua sobre la MOS, sus fracciones granulométricas y sus relaciones C/N, se utilizó el procedimiento Proc Mixed de SAS (SAS 2001; Liebig et al. 2002). Éste permite analizar series de experimentos distintos que no presentan varianzas homogéneas entre sí y que responden al mismo diseño experimental. Se consideró a cada secuencia de cultivo como un ensayo independiente con un diseño en bloques completos aleatorizados. La no homogeneidad de varianzas entre secuencias de cultivo pudo deberse a que el terreno no era homogéneo al inicio del experimento y/o a que las secuencias de cultivo y sistemas de labranza no tuvieron la misma duración. Se probaron diferentes estructuras de la matriz de varianzas y covarianzas: simetría compuesta, autorregresivo, autorregresivo de varianza heterogénea y sin estructura. Para la selección de la estructura que mejor se ajustó a la matriz de varianzas y covarianzas de los datos, se utilizó el criterio de selección de Akaike. En el caso de datos desbalanceados (rendimientos de los cultivos) se utilizó la estructura de la matriz de varianzas y covarianzas sin estructura.

El modelo utilizado fue el siguiente:

$$Y_{ijk} = \mu + \rho_i + \beta_{j(i)} + \tau_k + (\rho\tau)_{ik} + \varepsilon_{ijk}$$

$$i = 1, 2, 3, 4 \quad j = 1, 2 \quad k = 1, 2$$

donde:  $Y_{ijk}$  es la respuesta correspondiente a la i-ésima secuencia de cultivo, al j-ésimo bloque y al k-ésimo sistema de labranza ;  $\mu$  es un efecto común a todas las observaciones;  $\rho_i$  es el efecto de la i-ésima secuencia de cultivo;  $\beta_{j(i)}$  es el efecto de j-ésimo bloque dentro de la i-ésima secuencia de cultivo;  $\tau_k$  es el efecto del k-ésimo

sistema de labranza;  $\epsilon_{ijk}$  es el error aleatorio correspondiente a la  $i$ -ésima secuencia de cultivo, al  $j$ -ésimo bloque y al  $k$ -ésimo sistema de labranza. Para la comparación de medias, se usó la prueba de Tukey-Kramer, tanto cuando la interacción secuencia de cultivo x sistema de labranza fue significativa como cuando no lo fue. En los casos en que la interacción secuencia de cultivo\*sistema de labranza fue significativa, se compararon los sistemas de labranza dentro de cada secuencia de cultivo; por lo tanto, en estos casos se evaluó el efecto puro de la SD y la LV. En cambio, cuando la interacción secuencia de cultivos x sistema de labranza no resultó significativa, se compararon los sistemas de labranza, promediando las cuatro secuencias, por lo que se estarían mezclando distintos años de duración de LV y SD, debido al diferente número de años iniciales de soja con LC. Esta explicación justifica que se use la denominación de SD y LV para nombrar al sistema de labranza en ambas situaciones. Por otro lado, entre todas las relaciones C/N de la MOS posibles, solamente se analizó COP/NOP, debido a que COS/NOS y CAM/NAM no presentaron distribución normal, aún realizando las transformaciones necesarias, y en este caso no se pudo usar un test no paramétrico para tal fin porque no hay homogeneidad de varianzas entre secuencias de cultivo. A su vez, la relación C/N de los rastrojos que se encuentran sobre la superficie del suelo también presentó distribución normal, sin que haya sido necesaria su transformación.

Debido a que no se contó con los contenidos iniciales de COS y NOS de todos los sistemas de cultivo analizados (año 1979), no pudo realizarse un análisis de covarianzas para probar si éstos estaban influyendo significativamente en los resultados obtenidos en 2004 para las mismas variables.

Además, se utilizó el análisis de regresión para determinar las relaciones existentes entre algunas de las variables estudiadas. Se comprobó si la pendiente de la función de regresión era significativamente distinta de cero ( $p < 0,05$ ) mediante la prueba  $t$  de Student para determinar si la variable regresora influía en la variable respuesta (SAS 2001).

Para la comparación de las reservas de COS de la situación de partida de cada secuencia de cultivo (1979, 1983 y 1987 para M-T/S, T/S, M y S, respectivamente) con los stocks presentes en el año 2004 en las mismas secuencias bajo SD y LV, se utilizó la prueba  $t$  de Student –  $p < 0,05$  (SAS 2001).

## 4.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 4.3.1 EFECTO DE LA SECUENCIA DE CULTIVO Y DEL SISTEMA DE LABRANZA LUEGO DE 25 AÑOS.

La Tabla 4.1 muestra que existió interacción significativa entre secuencias de cultivo y sistemas de labranza para la mayoría de las variables estudiadas, excepto para el CAM y la relación COP/NOP. Las variables COS y NOS se comportaron de manera similar entre sistemas de labranza y entre secuencias de cultivo dentro de un mismo sistema de labranza. Los valores medios fueron más elevados bajo SD en las secuencias 25M-T/S y 4S+21T/S y no existieron diferencias significativas entre sistemas de labranzas en las secuencias 8S+17M y 25S, aunque en 8S+17M el NOS mostró diferencias significativas a favor de SD. Entre secuencias de cultivo, el COS bajo LV varió de la siguiente manera: 4S+21T/S > 25M-T/S = 8S+17M > 25S, y el NOS diferenció las 4 secuencias entre sí de la forma: 4S+21T/S > 25M-T/S > 8S+17M > 25S y bajo SD, el COS y el NOS presentaron el orden siguiente: 4S+21T/S = 25M-T/S > 8S+17M > 25S.

**Tabla 4.1- Efecto de la secuencia de cultivo y del sistema de labranza sobre la materia orgánica del suelo, sus fracciones granulométricas y la relación COP/NOP, expresadas como stock a 2500 Mg suelo ha<sup>-1</sup>.**

Sistema de labranza		Secuencia de cultivo			
		25M-T/S	4S+21T/S	8S+17M	25S
<b>COS (Mg ha<sup>-1</sup>)</b>					
LV		39,34 <b>b</b> <sup>(*)</sup> <b>b</b> <sup>(**)</sup>	42,21 <b>b</b> a	38,83 <b>a</b> b	33,46 <b>a</b> c
SD		43,61 <b>a</b> a	44,62 <b>a</b> a	39,68 <b>a</b> b	34,40 <b>a</b> c
<b>NOS (Mg ha<sup>-1</sup>)</b>					
LV		3,63 <b>b</b> b	3,92 <b>b</b> a	3,35 <b>b</b> c	2,96 <b>a</b> d
SD		4,08 <b>a</b> a	4,28 <b>a</b> a	3,55 <b>a</b> b	2,84 <b>a</b> c
<b>COP (Mg ha<sup>-1</sup>)</b>					
LV		2,75 <b>b</b> b	3,39 <b>a</b> b	5,22 <b>a</b> a	3,02 <b>a</b> b
SD		4,09 <b>a</b> a	3,71 <b>a</b> a	3,86 <b>b</b> a	2,95 <b>a</b> b
<b>NOP (Mg ha<sup>-1</sup>)</b>					
LV		0,23 <b>b</b> b	0,37 <b>a</b> a	0,31 <b>a</b> a	0,21 <b>a</b> b
SD		0,33 <b>a</b> ab	0,41 <b>a</b> a	0,28 <b>a</b> b	0,23 <b>a</b> c
<b>CAM (Mg ha<sup>-1</sup>)</b>					
LV	34,87 <b>b</b> <sup>(‡)</sup>	38,06 <b>b</b> <sup>(‡)</sup>	39,87 <b>a</b>	34,71 <b>c</b>	30,95 <b>d</b>
SD	36,93 <b>a</b>				
<b>NAM (Mg ha<sup>-1</sup>)</b>					
LV		3,41 <b>b</b> a	3,55 <b>b</b> a	3,04 <b>b</b> b	2,72 <b>a</b> c
SD		3,75 <b>a</b> a	3,87 <b>a</b> a	3,27 <b>a</b> b	2,63 <b>a</b> c
<b>COP/NOP</b>					
LV	13,05 <b>a</b>	12,33 <b>b</b>	9,44 <b>c</b>	15,47 <b>a</b>	13,77 <b>ab</b>
SD	12,45 <b>a</b>				

25M-T/S: 25 años de maíz-trigo/soja; 4S+21T/S: 4 años de soja de 1° + 21 años de trigo/soja; 8S+17M: 8 años de soja de 1° + 17 años de monocultivo de maíz; 25S: 25 años de monocultivo de soja; LV: labranza vertical con arado de cincel; SD: siembra directa.

COS: carbono orgánico del suelo; NOS: nitrógeno orgánico del suelo; COP: carbono orgánico particulado; NOP: nitrógeno orgánico particulado; CAM: carbono asociado a la fracción mineral; NAM: nitrógeno asociado a la fracción mineral.

☐ **Interacción significativa entre secuencias de cultivo y sistemas de labranza:**

<sup>(\*)</sup> letras diferentes indican diferencias significativas entre sistemas de labranza dentro de una misma secuencia de cultivo ( $p < 0,05$ ).

<sup>(\*\*)</sup> letras diferentes indican diferencias significativas entre secuencias de cultivo dentro de un mismo sistema de labranza ( $p < 0,05$ ).

☒ **Interacción no significativa entre secuencias de cultivo y sistemas de labranza:**

<sup>(‡)</sup> letras diferentes indican diferencias significativas entre sistemas de labranza ( $p < 0,05$ ).

<sup>(†)</sup> letras diferentes indican diferencias significativas entre secuencias de cultivo ( $p < 0,05$ ).

A diferencia del COS y del NOS, las fracciones lábiles de la MOS (COP y NOP) mostraron diferentes comportamientos entre sistemas de labranza y entre secuencias de cultivo dentro de un mismo sistema de labranza. Bajo SD, los valores medios de COP y NOP resultaron más elevados que en LV para la secuencia 25M-T/S; lo inverso ocurrió en 8S+17M para el COP solamente y no hubo diferencias en 4S+21T/S y en 25S. Entre secuencias de cultivo bajo LV, el COP presente en 8S+17M resultó superior que en las secuencias de cultivo restantes, sin diferencias entre ellas. El NOP no presentó diferencias entre 4S+21T/S y 8S+17M y fue más elevado que en las dos secuencias restantes, sin diferencias entre ellas. Bajo SD, el COP en 25S fue inferior al resto de las



secuencias, que no difirieron entre sí. El mismo comportamiento presentó 25S para el NOP, pero además, 8S+17M y 4S+21T/S difirieron entre sí.

Los valores medios del CAM fueron más elevados bajo SD, mientras que entre secuencias de cultivo variaron en el orden siguiente:  $4S+21T/S > 25M-T/S > 8S+17M > 25S$ . Por su parte, los valores medios del NAM bajo SD resultaron superiores a los correspondientes bajo LV, excepto en la secuencia 25S, mientras que entre secuencias de cultivo tuvieron el mismo comportamiento bajo los dos sistemas de labranza:  $25M-T/S = 4S+21T/S > 8S+17M > 25S$ .

#### 4.3.1.1 Efecto del sistema de labranza

La SD presentó stocks de COS superiores con respecto a la LV en las secuencias de cultivo 25M-T/S y 4S+21T/S, presentando la secuencia 25M-T/S la mayor diferencia entre sistemas de labranza. Cuanto mayor es la diversidad de cultivos (en cantidad y calidad) mayor sería la biomasa microbiana y la tasa de descomposición de MOS en los tratamientos laboreados, produciéndose una marcada disminución de los stocks de COS (Luo *et al.*, 2010) y, por ende, un aumento en la diferencia entre sistemas de labranza. No hubo stocks diferentes de COS entre sistemas de labranzas en las otras dos secuencias restantes (8S+17M y 25S). Resultados similares a estos últimos fueron encontrados por Huggins *et al.* (2007) luego de 14 años de experimento con monocultivos de maíz y de soja. La misma tendencia se observó para el NOS, aunque en 8S+17M, el stock de NOS fue ligeramente superior bajo SD que bajo LV. Las diferencias entre sistemas de labranza, luego de 25 años, variaron entre 2,4 y 4,3 Mg ha<sup>-1</sup> (entre 5 y 10%) y entre 0,2 y 0,45 Mg ha<sup>-1</sup> (entre 6 y 11%) para el COS y el NOS, respectivamente. Estas diferencias, expresadas como promedio anual, fueron de 10 y 17 g C m<sup>-2</sup> año<sup>-1</sup> y de 0,8 y 1,8 g N m<sup>-2</sup> año<sup>-1</sup>. La síntesis de la información internacional es tan amplia que es muy difícil no caer dentro del intervalo reportado para suelos de clima templado:  $31 \pm 75$  g C m<sup>-2</sup> año<sup>-1</sup> (número de pares comparados = 136) y  $2,8 \pm 7,0$  g N m<sup>-2</sup> año<sup>-1</sup>, para COS y NOS, respectivamente (Franzluebbers 2004), porque para obtener dicha información se confundieron profundidades de muestreo, expresión de los resultados, secuencias de cultivo, condiciones climáticas, tipos de suelo, niveles de fertilización y sistemas de labranza.

Debido a que no existieron diferencias de rendimiento de cultivo entre sistemas de labranza para todas las secuencias analizadas, el retorno de C y N no constituyó un factor causante de las diferencias de stocks encontradas (Tabla 4.2).

**Tabla 4.2- Efecto de la secuencia de cultivo y del sistema de labranza sobre los rendimientos históricos promedio, expresados en materia seca, de los distintos cultivos que participan en el experimento** (no se incluyen todos los años de duración de las secuencias de cultivo).

Secuencia de cultivo			M-T/S		T/S		Monocultivo de maíz		Monocultivo de soja	
Cultivo	Labranza		SD	LV	SD	LV	SD	LV	SD	LV
	SD	LV								
Maíz	6838a <sup>(*)</sup>	7085a	7014a <sup>(**)</sup>				6909a			
Trigo	2893a	2802a	2762a		2933a					
Soja de 2º	2451a	2338a	2514a		2275a					
Soja de 1º									2965a	3072a

M-T/S: maíz-trigo/soja; T/S: trigo/soja; M: monocultivo de maíz; S: monocultivo de soja; LV: labranza vertical con arado de cincel; SD: siembra directa.

☐ **Interacción no significativa entre secuencias de cultivo y sistemas de labranza:**

<sup>(\*)</sup> letras diferentes indican diferencias significativas entre sistemas de labranza ( $p < 0,05$ ).

<sup>(\*\*)</sup> letras diferentes indican diferencias significativas entre secuencias de cultivo ( $p < 0,05$ ).

Normalmente, los factores que explican las diferencias de reservas de MOS entre sistemas de labranza se resumen en: a) la interrupción periódica de la estructura del suelo, b) la incorporación de la MOS dentro de la matriz del suelo y c) las modificaciones en el clima del suelo (Balesdent et al. 2000).

La estabilidad de la estructura fue mayor bajo SD que bajo LV. Esta diferencia fue de entre dos y tres veces para el índice de estabilidad de agregados (IEA) en el espesor 0-5 cm. En el espesor 5-20 cm, aunque inestable, el IEA resultó un 43% superior bajo SD en todas las secuencias de cultivo (Tabla 4.3). En el espesor 0-5 cm, bajo SD el IEA resultó inestable ( $< 20\%$ ), moderadamente estable (20 - 40%) y estable ( $> 40\%$ ) en 25S, 8S+17M y 4S+21T/S y 25M-T/S, respectivamente. Evidentemente, en 25S, la baja estabilidad de los macroagregados bajo SD no permitió proteger la MOS de la biodegradación (Tabla 4.1).

La mayor biomasa de residuos sobre el suelo bajo SD favorece la agregación y su estabilidad en los primeros centímetros, dado que los agregados están mejor protegidos del impacto de la gota de lluvia. Esto pudo ser comprobado en el momento de muestreo del presente trabajo, en donde el C y el N de la biomasa de rastrojos fueron 70 y 40 % superiores bajo SD, respectivamente (Tabla 4.3). Adicionalmente, la presencia de residuos sobre la superficie del suelo bajo SD, condujo a una mayor humedad media en 8S+17M (2,5% más) y a una menor temperatura media en 25M-T/S, 4S+21T/S y 8S+17M (1,1 °C menos) que bajo LV, para el período analizado (Tabla 4.3 y Figuras 4.1 y 4.2). Si bien estas mediciones se realizaron en un período de tiempo corto y particularmente seco, se asumió que este período era representativo del comportamiento a largo plazo de cada sistema de cultivo. Por lo tanto, la mayor humedad en 8S+17M bajo SD, cuyo análisis incluyó partes de los períodos de barbecho y de cultivo, podría haber acelerado la mineralización de la MOS, reduciendo las diferencias entre los sistemas de labranza en esta secuencia de cultivo (Tabla 4.1).

**Tabla 4.3- Efecto de la secuencia de cultivo y del sistema de labranza sobre algunas variables edáficas y sobre las características de los rastrojos que se encuentran sobre la superficie del suelo.**

Sistema de labranza		Secuencia de cultivo			
		25M-T/S	4S+21T/S	8S+17M	25S
<b>IEA (%) – 0-5 cm</b>					
LV		15,22 b <sup>(*)</sup> a <sup>(**)</sup>	10,02 b a	15,70 b a	8,31 b a
SD		41,08 a a	21,87 a bc	28,85 a b	16,23 a c
<b>IEA (%) – 5-20 cm</b>					
LV	12,06 b <sup>(†)</sup>	17,58 a <sup>(†)</sup>	16,17 a	14,79 a	10,21 b
SD	17,32 a				
<b>pH – 0-5 cm</b>					
LV	5,96 a	5,63 b	5,64 b	5,83 b	6,35 a
SD	5,77 a				
<b>pH – 5-10 cm</b>					
LV	5,86 a	5,76 a	5,74 a	5,84 a	5,88 a
SD	5,75 a				
<b>pH – 10-20 cm</b>					
LV	5,90 a	5,92 a	5,84 a	6,00 a	5,87 a
SD	5,91 a				
<b>H (%)</b>					
LV		10,80 a a	10,12 a a	9,11 b a	10,39 a a
SD		11,79 a a	9,26 a b	11,65 a ab	11,17 a ab
<b>T (°C)</b>					
LV		19,63 a a	19,73 a a	19,66 a a	19,88 a a
SD		18,40 b a	18,66 b a	18,70 b a	20,02 a b
<b>C rastrojos (Mg ha<sup>-1</sup>)</b>					
LV	2,32 b	3,43 a	2,99 ab	3,51 a	2,60 b
SD	3,95 a				
<b>N rastrojos (Mg ha<sup>-1</sup>)</b>					
LV	0,05 b	0,08 a	0,07 a	0,04 b	0,05 b
SD	0,07 a				
<b>C/N rastrojos</b>					
LV		54,52 a b	36,63 a b	100,83 a a	45,36 a b
SD		44,07 a b	54,67 a b	84,37 a a	57,32 a b

25M-T/S: 25 años de maíz-trigo/soja; 4S+21T/S: 4 años de soja de 1° + 21 años de trigo/soja; 8S+17M: 8 años de soja de 1° + 17 años de monocultivo de maíz; 25S: 25 años de monocultivo de soja; LV: labranza vertical con arado de cincel; SD: siembra directa.

IEA: índice de estabilidad de agregados; pH: acidez del suelo; H: humedad gravimétrica (desde 08/08/2008 al 09/01/2009); T: temperatura (desde 08/08/2008 al 09/01/2009); C rastrojos: carbono presente en los rastrojos; N rastrojos: nitrógeno presente en los rastrojos.

□ **Interacción significativa entre secuencias de cultivo y sistemas de labranza:**

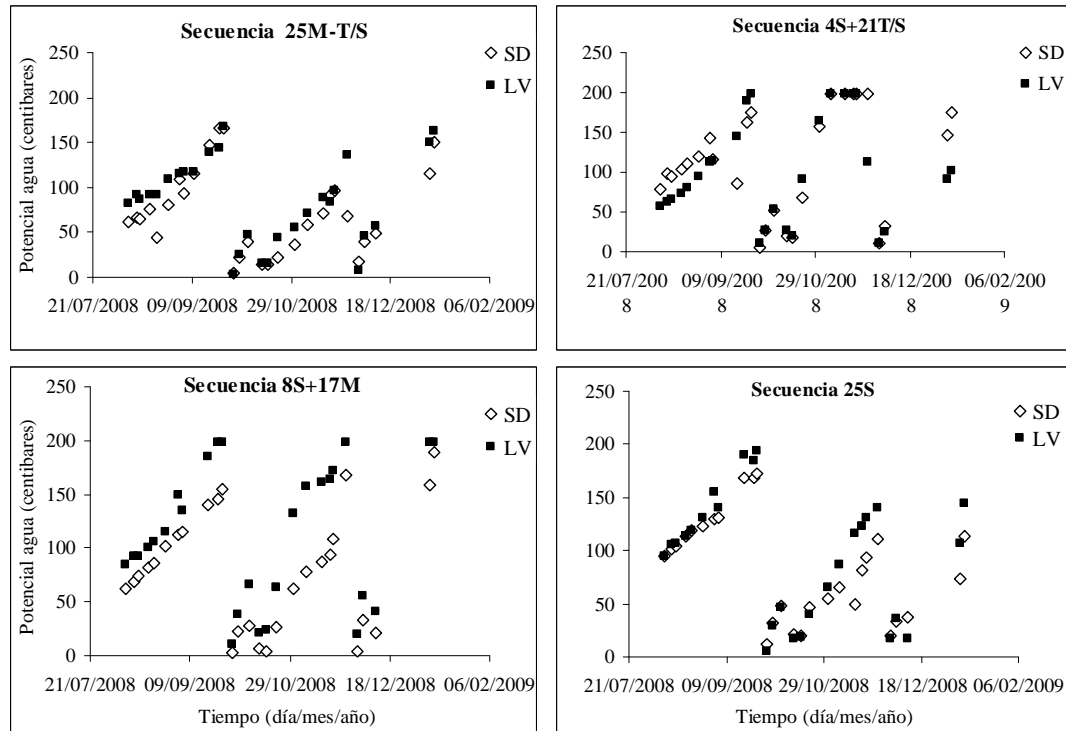
(\*) letras diferentes indican diferencias significativas entre sistemas de labranza dentro de una misma secuencia de cultivo ( $p < 0,05$ ).

(\*\*) letras diferentes indican diferencias significativas entre secuencias de cultivo dentro de un mismo sistema de labranza ( $p < 0,05$ ).

■ **Interacción no significativa entre secuencias de cultivo y sistemas de labranza:**

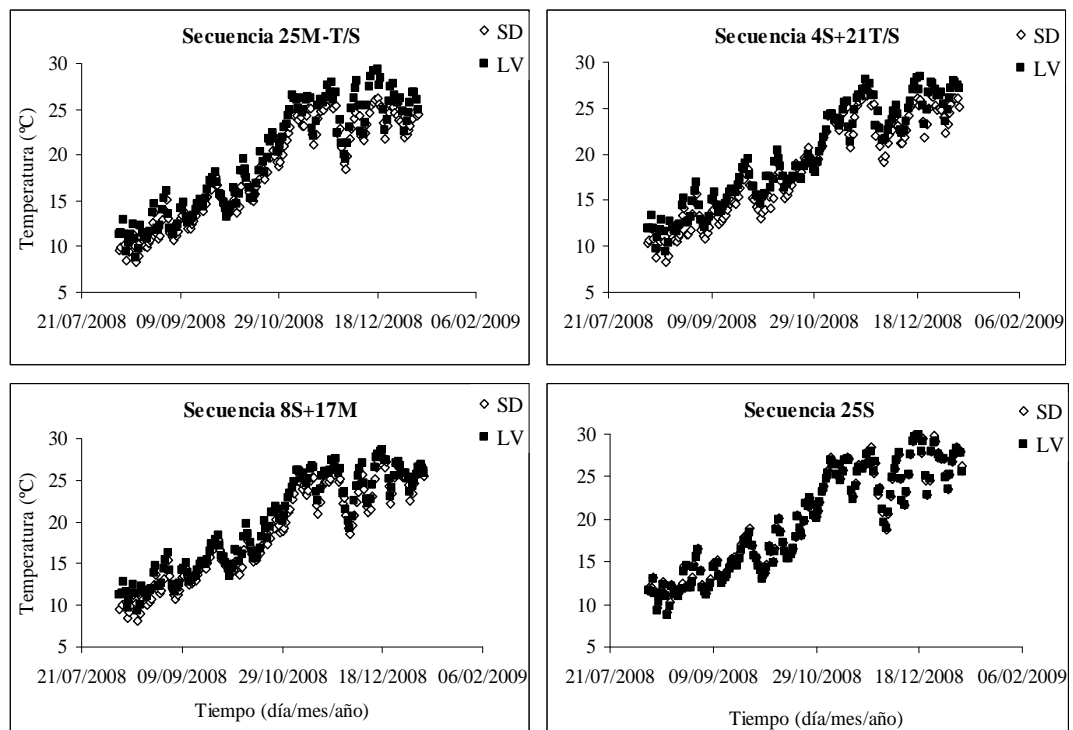
(†) letras diferentes indican diferencias significativas entre sistemas de labranza ( $p < 0,05$ ).

(‡) letras diferentes indican diferencias significativas entre secuencias de cultivo ( $p < 0,05$ ).



25M-T/S: 25 años de maíz-trigo/soja; 4S+21T/S: 4 años de soja de 1º + 21 años de trigo/soja; 8S+17M: 8 años de soja de 1º + 17 años de monocultivo de maíz; 25S: 25 años de monocultivo de soja; LV: labranza vertical con arado de cincel; SD: siembra directa.

**Figura 4.1- Potencial agua en cada secuencia de cultivo bajo SD y LV durante el período 08/08/2008 al 09/01/2009.**



25M-T/S: 25 años de maíz-trigo/soja; 4S+21T/S: 4 años de soja de 1º + 21 años de trigo/soja; 8S+17M: 8 años de soja de 1º + 17 años de monocultivo de maíz; 25S: 25 años de monocultivo de soja; LV: labranza vertical con arado de cincel; SD: siembra directa.

**Figura 4.2- Temperatura en cada secuencia de cultivo bajo SD y LV durante el período 08/08/2008 al 09/01/2009.**

La ausencia de labranzas puede provocar un cambio en la distribución relativa de la MOP y de la MOS asociada a los complejos órgano-minerales primarios. La protección física de la MOS por la estructura del suelo representa una contribución muy importante en la disminución de la mineralización de la MOS bajo SD (Oorts et al. 2007). Normalmente, los agregados estables se forman alrededor de materia orgánica de incorporación reciente y de MOP (Puget et al. 1995, 1999). Para el caso de valor medio de IEA estable (25M-T/S bajo SD) (Tabla 4.3), los stocks de COP y NOP fueron estadísticamente los más altos (Tabla 4.1). Sin embargo, en 8S+17M, SD condujo a menor stock de COP e igual stock de NOP que LV (Tabla 4.1). Esto puede deberse a que los residuos de maíz presentan una elevada relación C/N y bajo SD quedan en pie luego de la cosecha, retrasando su ingreso al suelo y resultando en un compartimento de C lábil de tamaño inferior. En cambio, bajo LV, los residuos ingresan al suelo con las operaciones de labranza, enriqueciendo el compartimento de MOP con fracciones de menor grado de transformación. En efecto, COP/NOP fue de 18,6 y 12,6 bajo LV y SD, respectivamente, aunque el análisis estadístico realizado no permite mostrarlo. Esta menor calidad de MOP bajo LV podría explicar su elevado valor medio, a pesar de la baja protección física dentro de los agregados del suelo (IEA inestable). Por otro lado, bajo SD hubo 2 Mg ha<sup>-1</sup> más de CAM en todas las secuencias de cultivo analizadas y 0,3 Mg ha<sup>-1</sup> más de NAM, excepto en 25S, que bajo LV. La diferencia en CAM entre sistemas de labranza se expresó aún cuando se promediaron diferentes números de años bajo SD y LV de las 4 secuencias de cultivo. Los mayores valores de CAM y NAM obtenidos estarían indicando menor biodisponibilidad de la MOS asociada al complejo órgano mineral bajo SD (excepto en 25S para NAM) debido a la formación de metabolitos microbianos y residuos que se estabilizan y acumulan en limos y arcillas por adsorción protectora o irreversible (Hedges y Oades 1997). En 8S+17M, si bien hubo un mayor stock de CAM y de NAM bajo SD con respecto a LV, éste no se reflejó sobre el stock de COS, pero sí lo hizo sobre el de NOS. Las diferencias de stock de CAM y NAM entre sistemas de labranza fueron proporcionalmente menos importantes que las de COP y NOP: 5 y 9% para CAM y NAM, respectivamente, 25 y 34 % para COP en 25M-T/S y 8S+17M, respectivamente y 30% para NOP en 25M-T/S. Resultados similares fueron reportados por Oorts et al. (2006) y Domínguez et al. (2009).

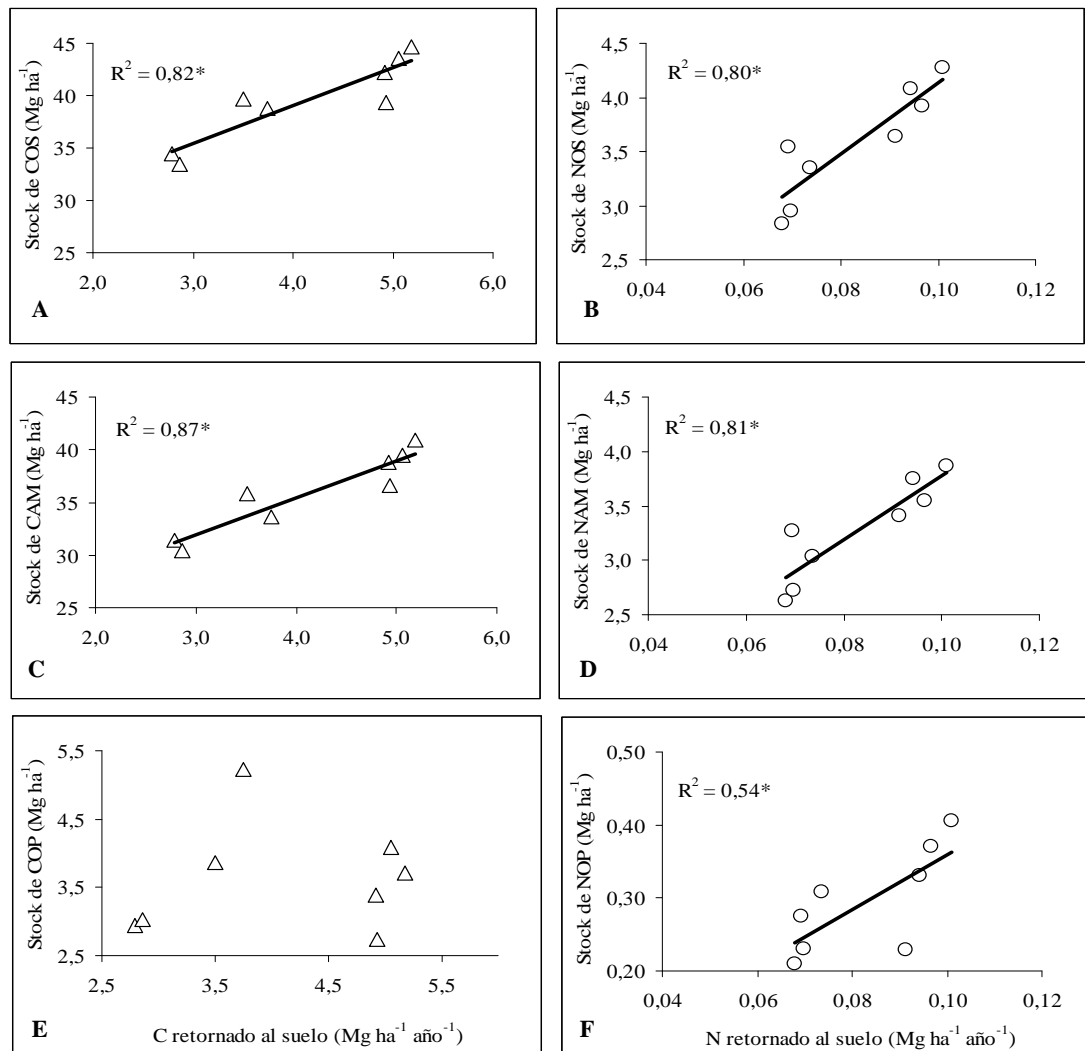
Si bien la SD indujo cambios importantes en relación a la LV en los stocks de C y N edáficos de las dos fracciones estudiadas para todas las secuencias analizadas, excepto en 25S, no modificó el valor medio de la relación COP/NOP.

#### 4.3.1.2 Efecto de la secuencia de cultivo

Las diferencias estadísticas mínimas y máximas entre secuencias de cultivo luego de 25 años en COS fueron 3-9 Mg ha<sup>-1</sup> y 4-10 Mg ha<sup>-1</sup> bajo LV y SD, respectivamente y en NOS fueron de 0,3-1,0 Mg ha<sup>-1</sup> y 0,6-1,3 Mg ha<sup>-1</sup>, bajo LV y SD, respectivamente (Tabla 4.1). Estas diferencias, expresadas como promedio anual, fueron de 12-36 g C m<sup>-2</sup> año<sup>-1</sup> y 16-40 g C m<sup>-2</sup> año<sup>-1</sup> para COS, bajo LV y SD, respectivamente y de 1-4 g N m<sup>-2</sup> año<sup>-1</sup> y 2-5 g N m<sup>-2</sup> año<sup>-1</sup> para NOS, bajo LV y SD, respectivamente. Si bien las diferencias en COS y NOS entre secuencias se encontraron dentro del intervalo reportado por West y Post (2002) para COS y por Doyle et al. (2005) para COS y NOS, podrían estar sobreestimadas debido a la posible heterogeneidad inicial en el contenido de COS presente en el lote donde se fueron instalando consecutivamente los cuatro ensayos y al número diferente de años de soja con laboreo convencional previo a la implementación de los ensayos.

Los factores que explican las diferencias de reservas de MOS entre secuencias de cultivo se resumen en: a) cantidad, calidad y periodicidad del aporte de C y N proveniente de los residuos de cultivo retornados al suelo y b) modificaciones de las condiciones ambientales del suelo, a medida que los recursos (agua y nutrientes) son consumidos y que los residuos y raíces son degradados por los microorganismos de suelo, como humedad, temperatura, pH, estabilidad de agregados, entre los más importantes (Huggins et al. 2007).

Las diferencias en COS y NOS encontradas entre secuencias de cultivo dentro de cada sistema de labranza pudieron explicarse, en buena parte ( $R^2 = 0,82$  y  $0,80$  para COS y NOS, respectivamente), en función de las biomásas de C y N anualmente retornadas al suelo (Figura 4.3 A y B).



\* pendiente ( $b_1$ ) de la línea de regresión  $\neq 0$  ( $p < 0,05$ )

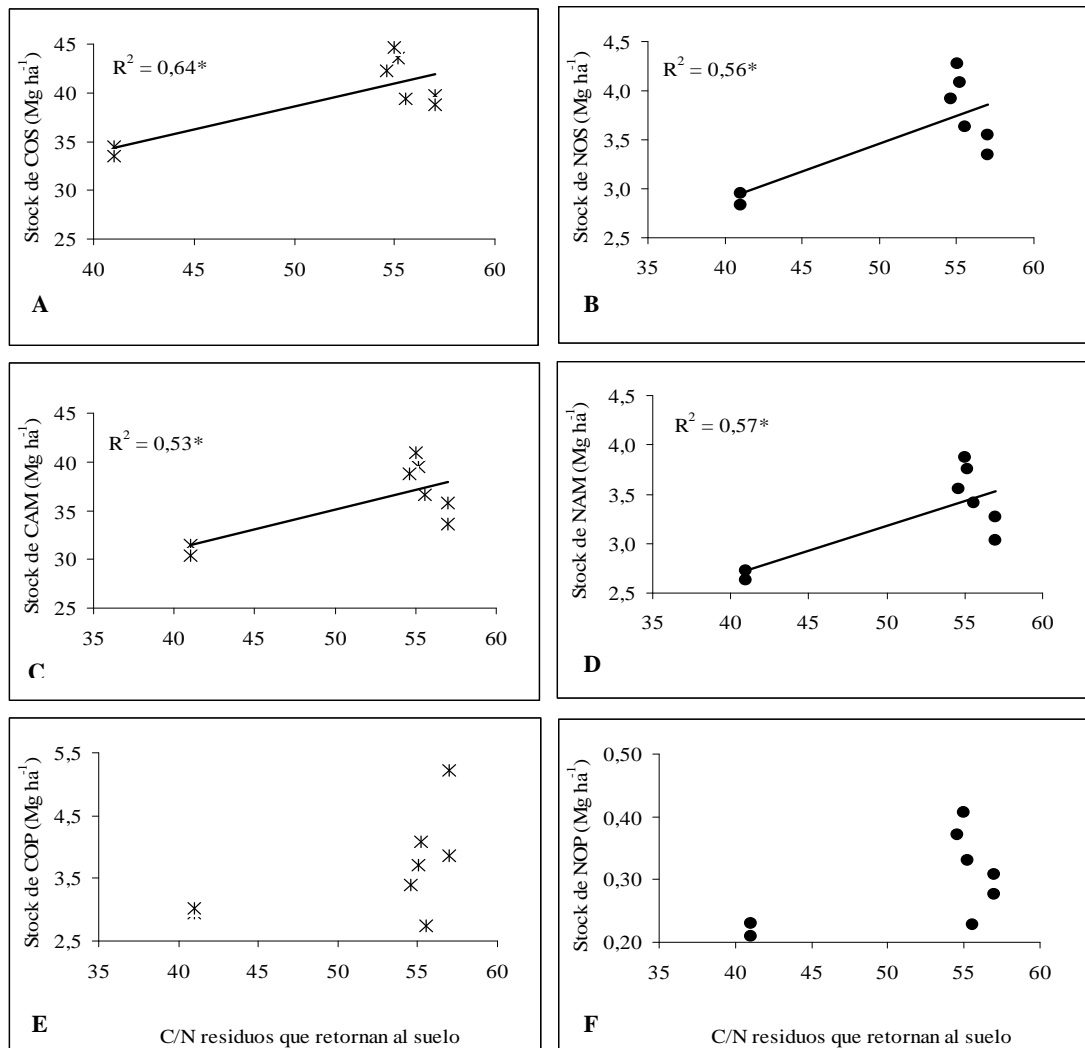
COS: carbono orgánico del suelo; NOS: nitrógeno orgánico del suelo; CAM: carbono asociado a la fracción mineral; NAM: nitrógeno asociado a la fracción mineral; COP: carbono orgánico particulado; NOP: nitrógeno orgánico particulado.

**Figura 4.3- Relación entre el C y el N retornados al suelo por los residuos de los cultivos con los stocks de COS (A), NOS (B) y sus fracciones granulométricas (C, D, E y F) expresados a una masa de suelo de  $2500\ Mg\ ha^{-1}$ .**

El retorno anual promedio de C, para el período completo analizado, siguió la siguiente tendencia: 25S ( $2,8\ Mg\ ha^{-1}\ año^{-1}$ ) < 8S+17M ( $3,6\ Mg\ ha^{-1}\ año^{-1}$ ) < 4S+21T/S

(5 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) = 25M-T/S (5 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) y el correspondiente de N: 25S (0,069 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) = 8S+17M (0,071 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) < 4S+21T/S (0,099 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) = 25M-T/S (0,093 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>). El retorno de C en 4S+21T/S y 25M-T/S fue 39 y 79 % mayor que en 8S+17M y en 25S, respectivamente y en 8S+17M fue 29 % mayor que en 25S. El retorno de N en 4S+21T/S y 25M-T/S fue 37 % superior que en 25S y en 8S+17M.

La calidad de los residuos de cultivo producidos por cada secuencia, expresada por medio de la relación C/N, también explicó parte de la variación en el stock de COS ( $R^2 = 0,64$ ) y de NOS ( $R^2 = 0,56$ ) (Figura 4.4 A y B). En efecto, a medida que disminuyó la calidad de los residuos aportados se incrementaron los stocks de COS y NOS.



\* pendiente ( $b_1$ ) de la línea de regresión  $\neq 0$  ( $p < 0,05$ )

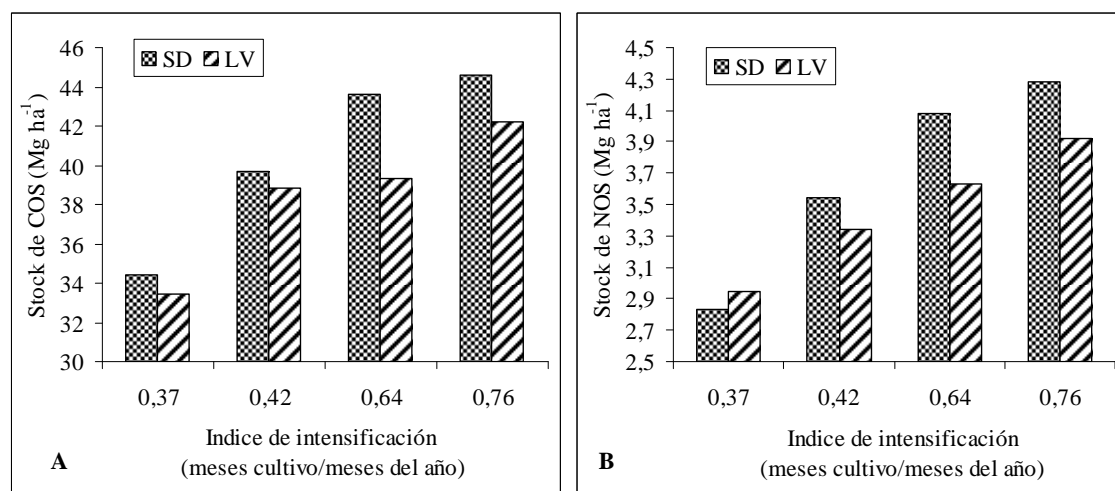
COS: carbono orgánico del suelo; NOS: nitrógeno orgánico del suelo; CAM: carbono asociado a la fracción mineral; NAM: nitrógeno asociado a la fracción mineral; COP: carbono orgánico particulado; NOP: nitrógeno orgánico particulado; C/N residuos: calidad de los residuos que retornan al suelo.

**Figura 4.4- Relación entre la relación C/N de los residuos que retornan al suelo con los stocks de COS (A), NOS (B) y sus fracciones granulométricas (C, D, E, F) expresados a una masa de suelo de 2500 Mg ha<sup>-1</sup>.**

En 25S, se encontró un factor adicional que podría explicar, a su vez, los bajos stocks de COS y NOS reportados: el pH del espesor 0-5 cm del suelo (Tabla 4.3). Este

valor (6,35) difirió significativamente del encontrado en las restantes secuencias estudiadas (5,70), sin que existieran diferencias entre éstas. Evidentemente, la fertilización de las gramíneas en estas secuencias acidificó el suelo, pudiendo retardar la descomposición de los residuos. Por el contrario, en 25S, debido a que no se fertiliza con N y a la descomposición de los productos de la fijación biológica, se produjeron valores de pH cercanos a la neutralidad que podrían estimular la actividad microbiana descomponedora de los residuos en el espesor 0-5 cm. Huggins et al. (2007) reportaron un valor de pH muy similar al encontrado en este estudio para el monocultivo de soja (6,4) en el espesor 0-7,5 cm. Sin embargo, la acidificación producida por la fertilización de gramíneas fue mayor que en este trabajo (4,8); además, el pH fue determinado en una relación suelo/CaCl<sub>2</sub> 1:5 con una molaridad del CaCl<sub>2</sub> de 0,01. Otros factores adicionales, observables solamente bajo SD en 25S, fueron: la baja estabilidad de agregados conjuntamente con la mayor temperatura media (fue 1,4 °C más elevada en 25S que en las secuencias restantes, sin diferencias entre éstas, en el corto período de tiempo de medición), lo que también podría estimular la mineralización de la MOS (Tabla 4.3).

El aumento de la duración de los períodos de barbecho en las secuencias de cultivo también se constituyó en un factor que disminuye los stocks de COS y NOS (Campbell et al. 1991, 2000; Janzen et al. 1998; Paustian et al. 2000). En las secuencias de cultivo evaluadas, los barbechos son otoño-invernales, los cuales, para las condiciones edafoclimáticas de la región, se caracterizan por presentar condiciones favorables para la mineralización de la MOS. Las Figuras 4.5 A y B presentan la variación de COS y de NOS en función del índice de intensificación de la secuencia.



COS: carbono orgánico del suelo; NOS: nitrógeno orgánico del suelo; LV: labranza vertical con arado de cincel; SD: siembra directa.

**Figura 4.5- Reservas de COS (A) y NOS (B) expresadas a una masa de suelo de 2500 Mg ha<sup>-1</sup> en función de la intensificación de la secuencia de cultivo.** El índice de intensificación es la fracción de meses del año ocupada por cultivos en el campo (25S (25 años de monocultivo de soja): 0,37; 8S+17M (8 años de soja de 1° + 17 años de monocultivo de maíz): 0,42; 25M-T/S (25 años de maíz-trigo/soja): 0,64; y 4S+21T/S (4 años de soja de 1° + 21 años de trigo/soja): 0,76).

La intensificación de la secuencia de cultivo aumentó el COS y el NOS en los dos sistemas de labranza, en coincidencia con lo reportado por Wright y Hons (2004, 2005). Las relaciones encontradas entre la intensidad de las secuencias y los cambios en la MOS bajo las condiciones edafoclimáticas de la Pampa Ondulada mostraron claramente la importancia de la reducción de los tiempos de barbecho para poder incrementar las reservas de MOS.



Los stocks de COP y de NOP presentaron comportamientos diferentes en las secuencias de cultivo bajo los dos sistemas de labranza (Tabla 4.1). Para COP bajo SD, 25S se diferenció del resto de las secuencias evaluadas (31,5% menos) mientras que bajo LV la secuencia 8S+17M fue la que se diferenció del resto (71 % más). Para NOP bajo SD, 8S+17M se diferenció de 4S+21T/S (46% menos) y de 25S (22% más) y 25S se diferenció de 4S+21T/S = 25M-T/S (61% menos), mientras que bajo LV, 4S+21T/S y 8S+17M se diferenciaron de 25M-T/S y 25S (54% más). Los valores medios de COP bajo ambos sistemas de labranza no se relacionaron con la cantidad de C que retorna al suelo por los residuos de los cultivos (Figura 4.3 E), mientras que los de NOP sí lo hicieron (Figura 4.3 F). Las relaciones C/N de las secuencias de cultivo en ambos sistemas de labranza tampoco se relacionaron con los stocks de COP y de NOP (Figura 4.4 E y F). Bajo LV, el mayor valor medio obtenido para COP en 8S+17M en relación con 25S (Tabla 4.1), radicaría en la introducción de una gran cantidad de residuo de menor calidad. Y en relación con las secuencias restantes (25M-T/S y 4S+21T/S), los más bajos valores medios de COP en estas dos secuencias podrían atribuirse a una mayor estimulación de la tasa de mineralización de fracciones lábiles debido a una elevada diversidad de sustratos carbonados que ingresan al suelo por efecto del laboreo sistemático, anulando el efecto de la cantidad de C aportado (Luo et al. 2010). Bajo SD, los menores valores medios de COP y NOP en 25S podrían ser explicados por el mayor pH superficial, la muy baja estabilidad de agregados y la mayor temperatura media.

Los resultados obtenidos entre secuencias de cultivo para CAM y NAM pudieron explicarse por la cantidad de C y N retornados al suelo por los residuos de los cultivos ( $R^2 = 0,87$  y  $R^2 = 0,81$ , para CAM y NAM, respectivamente) y la calidad de estos, expresada por medio de la relación C/N ( $R^2 = 0,53$  y  $R^2 = 0,57$  para CAM y NAM, respectivamente) (Figura 4.3 C y D y Figura 4.4 C y D).

Existieron diferencias significativas entre secuencias de cultivo para la relación COP/NOP (Tabla 4.1): las secuencias 25M-T/S y 4S+21T/S retuvieron más N que 8S+17M y 25S en su fracción particulada, y particularmente en 4S+21T/S. Un resultado inesperado lo constituyó el bajo valor medio de COP/NOP encontrado en 4S+21T/S. Esto estaría indicando un mecanismo de protección de la fracción lábil diferente al del resto de las secuencias.

Los mecanismos de estabilización de la MOS bajo SD difirieron entre secuencias de cultivo y pueden resumirse de la siguiente manera:

- 25S condujo a contenidos de MOS muy inferiores por su bajo retorno de C y N al suelo por los residuos de los cultivos. Además, las características bioquímicas del residuo, la falta de fertilización nitrogenada y los productos de la fijación biológica podrían haber estimulado la descomposición de MOS (Huggins et al. 2007). Este proceso sería tan rápido que conduciría al desarrollo de escasa macroagregación y de muy baja estabilidad (Six et al. 2002).
- en 8S+17M, por el contrario, una mayor producción de residuos se descompuso muy lentamente sobre la superficie del suelo debido a la modalidad de cosecha y a la baja calidad de estos residuos. Las características del sistema radical del cultivo de maíz favorecen el desarrollo de macroagregados relativamente estables que protegen el C y el N de la degradación. Además, al ser lento el ingreso de C y N a la fracción asociada con la matriz mineral no pueden compensarse las pérdidas por mineralización.
- 4S+21T/S presentó la particularidad de retener mayor cantidad de N en su fracción lábil y de retener mayor cantidad de C asociado a la fracción mineral. El aporte de las hojas de soja sobre el rastrojo de trigo facilita la descomposición y su ingreso al suelo, conduciendo a la formación de fracciones lábiles muy transformadas por la actividad

fúngica (Beare et al. 1993). Además, existe una elevada preservación de la fracción orgánica asociada a la matriz mineral (Alvarez y Steinbach 2006a). El tiempo de reciclado de la MOS sería relativamente más lento.

■ en 25M-T/S, los residuos sobre la superficie del suelo se descomponen más rápidamente que en 8S+17M debido a que la rotación de residuos de diferente calidad facilita su ingreso al suelo cerca de la superficie (Collins et al. 1990). Además, la combinación de los cultivos en rotación parece proporcionar un efecto intermitente en la formación de macroagregados de elevada estabilidad en los primeros centímetros del suelo que protegen el C y el N de la degradación (Sá et al. 2005).

#### 4.3.2 EVOLUCIÓN DE LAS RESERVAS DE COS EN LAS SECUENCIAS M-T/S, T/S, M Y S BAJO SD Y LV

La Tabla 4.4 presenta la magnitud y el sentido de los cambios del stock de COS en diferentes secuencias de cultivo bajo SD y LV. El stock de COS disminuyó en las rotaciones de cultivo y en el monocultivo de soja y se mantuvo en el monocultivo de maíz, con respecto a la situación de partida. A su vez, bajo SD, la pérdida fue menor que bajo LV en las rotaciones de cultivo.

**Tabla 4.4- Variación de largo plazo de las reservas de carbono orgánico del suelo (COS) con respecto al stock de COS de la situación de partida, expresados en  $\text{Mg ha}^{-1}$  a una masa de suelo equivalente de  $2500 \text{ Mg ha}^{-1}$ .**

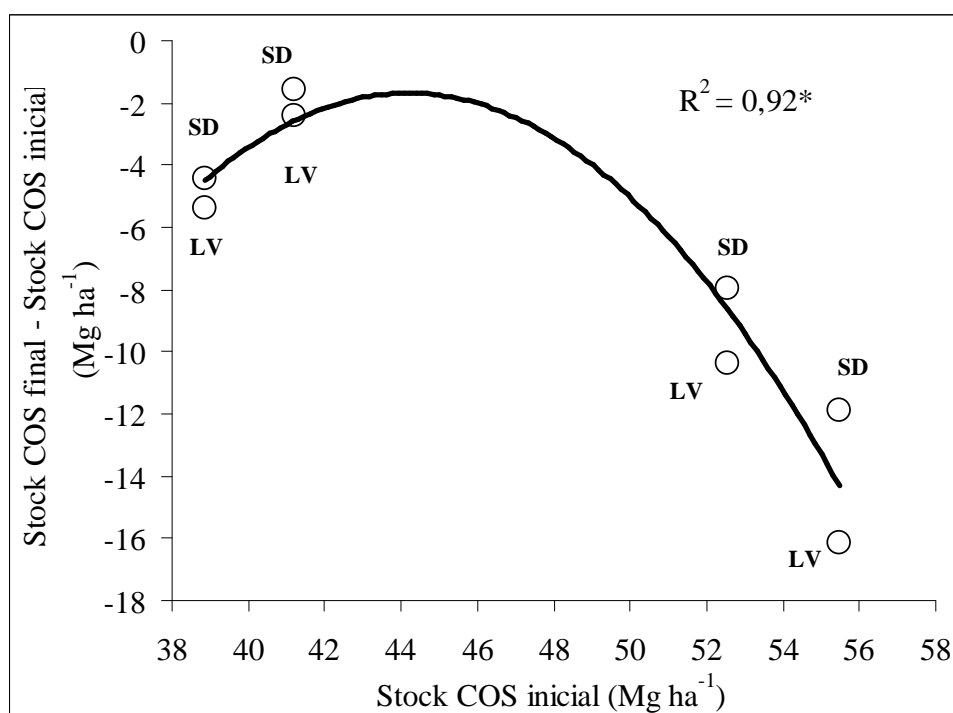
Secuencia	Labranza	Duración (años)	Aporte anual de C <sup>#</sup> ( $\text{Mg ha}^{-1}$ )	Stock de COS inicio ( $\text{Mg ha}^{-1}$ )	Stock de COS 2004 ( $\text{Mg ha}^{-1}$ )	Ganancias o pérdidas de COS ( $\text{Mg ha}^{-1}$ )
M-T/S	SD	25	5,1	55,47	43,61	-11,9*
M-T/S	LV	25	5,0	55,47	39,34	-16,1*
T/S	SD	21	5,7	52,57	44,62	-7,9*
T/S	LV	21	5,4	52,57	42,21	-10,4*
Maíz	SD	17	4,0	41,22	39,68	-1,5
Maíz	LV	17	4,3	41,22	38,83	-2,4
Soja	SD	17	2,9	38,85	34,40	-4,5*
Soja	LV	17	3,0	38,85	33,46	-5,4*

\* diferencia significativa ( $p < 0,05$ )

<sup>#</sup> Calculado a partir de los rendimientos promedio históricos del período de duración de cada secuencia de cultivo.

M-T/S: rotación maíz-trigo/soja; T/S: rotación trigo/soja; M: monocultivo de maíz; S: monocultivo de soja; SD: siembra directa; LV: labranza vertical con arado de cincel.

Este comportamiento diferencial en el cambio de COS estuvo en relación directa ( $R^2 = 0,92$ ) con el contenido inicial de C (Figura 4.6). Numerosos autores reportaron mayores pérdidas de COS para suelos con elevados contenidos de MOS (Mann 1986; Nieder et al. 2003; Huggins et al. 2007).



\* pendiente ( $b_1$ ) de la línea de regresión  $\neq 0$  ( $p < 0,05$ ).

SD: siembra directa; LV: labranza vertical con arado de cincel.

**Figura 4.6.- Relación entre el cambio en el stock de carbono orgánico del suelo (COS) y el stock inicial de COS en cuatro secuencias de cultivo (maíz-trigo/soja, trigo/soja y monocultivo de maíz y de soja) bajo SD y LV, expresados en  $\text{Mg ha}^{-1}$  a una masa de suelo equivalente de  $2500 \text{ Mg ha}^{-1}$ .**

En general, luego de la roturación de suelos bajo pradera, se registran pérdidas elevadas de COS debido a la mineralización de grandes cantidades C lábil (Rasmussen y Parton 1994). Andriulo et al. (1999) encontraron una pérdida de COS de 30% con respecto a una situación inicial bajo pastura nativa luego de 13 años de soja con laboreo convencional en la Pampa Ondulada. La rotación T/S y los monocultivos de maíz y de soja tuvieron diferente número de años de soja laboreada con arado de reja y vertedera luego de la roturación de la pradera de festuca y trébol blanco de seis años de duración (4 y 7 años en T/S y los dos monocultivos, respectivamente). Si bien esta pradera no era la nativa, los años de soja con laboreo convencional podrían ser una de las causas de los menores valores iniciales de COS de la situación de partida de estas secuencias. Esto, conjuntamente con la elevada variabilidad del contenido de MOS inicial de la mitad del lote en 1979, informada previamente por Galetto et al. (1992) podrían explicar las diferencias en las reservas iniciales de COS entre secuencias de cultivo.

En base a los resultados obtenidos, puede observarse que un aporte medio anual de  $4 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  permite mantener el stocks de COS en  $40 \text{ Mg ha}^{-1}$  ( $\text{COS} = 1,6\%$ ). Por lo tanto, los aportes anuales provenientes de monocultivo de soja lo disminuirían y los correspondientes por parte de las rotaciones lo incrementarían. De todas formas, debería tenerse en cuenta que existen factores adicionales, ya discutidos anteriormente, que actúan modificando estos límites. Por otro lado, resulta imposible mantener, en el lapso de tiempo analizado, reservas de COS superiores a  $53 \text{ Mg ha}^{-1}$  con aportes de C anuales comprendidos entre  $4,9$  y  $5,7 \text{ Mg ha}^{-1}$ . Por lo tanto, aún combinando rotaciones de cultivos con aplicación de fertilizante nitrogenado y SD, que contribuyan a más elevados aportes de C, no es posible mantener estas reservas. Sin embargo, en los suelos bajo agricultura continua de la Pampa Ondulada, con valores medios de COS de  $1,6 \pm$

0,2 % en el espesor 0-20 cm y sin fases por erosión (Michelena et al. 1989), la mejor tecnología disponible (rotaciones de cultivo con fertilización nitrogenada bajo SD) podría mantener o aumentar las reservas de MOS.

#### 4.4 CONCLUSIONES

Después de 25 años, solamente las secuencias de cultivo más intensificadas bajo SD (25M-T/S y 4S+21T/S) presentaron reservas de MOS superiores a las logradas con LV. Por lo tanto, en estas secuencias, la práctica continua de SD en la Pampa Ondulada puede reducir las emisiones de CO<sub>2</sub> y las pérdidas de N hacia los sistemas adyacentes. Sin embargo, su efecto de largo plazo sobre las reservas de COS y NOS es relativamente pequeño. Por el contrario, las secuencias intensificadas tuvieron un impacto más marcado sobre las reservas de MOS y bajo SD prestaron un importante servicio ambiental al mantener más elevado el stock orgánico del suelo, haciendo que una mayor proporción de los nutrientes se recicle en el sistema suelo-planta. Dentro de ellas, particularmente 4S+21T/S, presentó CAM más elevado y MOP de muy baja C/N, sugiriendo la posibilidad de lograr reciclados de MOS más lentos. Es necesario profundizar el estudio de los mecanismos de estabilización de MOS en esta secuencia para contribuir al logro de agrosistemas sustentables.

Las pérdidas de COS dependieron de la cantidad de COS inicialmente presente en la secuencia de cultivo, de los aportes diferenciales de C de cada secuencia y de las entradas diferentes de N. Con los mejores niveles tecnológicos disponibles en la región (rotaciones intensificadas bajo SD), no resulta probable aproximarse a stocks de COS cercanos a los existentes en situaciones prístinas o cuasi prístinas. Tampoco es posible mantener las reservas actuales de COS con monocultivo de soja aún bajo SD.

## ***CAPÍTULO 5***

### **EFFECTO DE LA FERTILIZACIÓN NITROGENADA BAJO SIEMBRA DIRECTA SOBRE LA MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO**

#### **5.1 INTRODUCCIÓN**

La producción de cereales, que hoy mantiene una población mundial de más de 6,5 mil millones de habitantes, se triplicó durante los últimos 40 años. Simultáneamente a este incremento, el consumo global de nitrógeno (N) sintético aumentó fuertemente, desde 11,6 Tg en 1961 a 104 Tg en 2006 (Mulvaney et al. 2009). Entre 1981-1990 se usó tanto fertilizante de origen industrial como en toda la historia humana anterior. La aceleración reciente no se debe al uso en los países desarrollados, que en general han estabilizado el consumo, sino al aumento por parte de los países en vías de desarrollo (Fernández 2008). En nuestro país, y particularmente en la Región Pampeana, los sistemas de cultivo y los niveles de rendimiento que prevalecieron hasta 1990 no necesitaron de mucha fertilización debido a las extensas áreas de suelos fértiles. Sin embargo, el gran incremento de la producción de granos en la primera mitad de la década del '90 requirió un aumento substancial del consumo de fertilizantes, que se incrementó cinco veces entre 1990-1996 (FAO 2004). La corta historia de uso de fertilizantes de nuestra región hace que el hincapié de la fertilización nitrogenada esté puesto en los incrementos de los rendimientos. Sin embargo, la experiencia internacional presenta una visión dual del uso de fertilizantes: por un lado, constituyen una herramienta imprescindible para mantener niveles de producción acorde con los requerimientos crecientes de la sociedad, y, por otro lado, representan un factor de riesgo ambiental de importancia, debido a las salidas de compuestos nitrogenados por lixiviación, desnitrificación y/o volatilización (Lavado y Zubillaga 2008).

En el futuro, la producción de alimentos deberá continuar incrementándose fuertemente para poder cubrir la demanda de la población mundial, la cual se proyecta que crezca a 7,2 mil millones en 2015 y a 8,3 mil millones de personas en 2030 (FAO 2002). Este incremento ejercerá una fuerte presión sobre los sistemas productivos ya existentes o sobre la incorporación creciente de sistemas frágiles dentro de la superficie cultivada (Giuffrè et al. 2008). Sin embargo, la mayoría de la tierra agrícola de alta calidad ya está en producción y el beneficio marginal de convertir nuevas tierras disminuye. Por lo tanto, el crecimiento en la futura producción de alimentos dependerá principalmente de una mayor intensificación de la agricultura, por lo que se prevé un aumento de la demanda global de fertilizantes (FAO 2005). Se espera que esta intensificación agrícola altere, en el largo plazo, las reservas orgánicas de los suelos de nuestra región.

El efecto positivo de la fertilización nitrogenada sobre las reservas de materia orgánica del suelo (MOS) ha sido muy bien documentado debido a un incremento del rendimiento de los cultivos, y el consecuente aumento en los aportes de residuos de cultivo al suelo (Paustian et al. 1997; Alvarez 2005; Dou y Hons 2006; Galantini y Rosell 2006). Este efecto directo de la fertilización sobre los aportes de carbono (C) y una mayor disponibilidad de N, podrían aumentar la formación de sustancias húmicas recalcitrantes en el suelo (Fog 1988). Sin embargo, existen algunos trabajos con información contradictoria a la ya presentada acerca del efecto de la fertilización sobre los stocks de MOS en el largo plazo. Estos muestran que la fertilización nitrogenada puede resultar en:

- una disminución de la MOS por uso de dosis excesivas de N inorgánico que exceden los requerimientos de los cultivos y aceleran el proceso de mineralización neta de la MOS, siendo este efecto más marcado a mayor dosis de fertilizante nitrogenado (Khan et al. 2007; Mulvaney et al. 2009).
- una mantención de la MOS debido a que la fertilización nitrogenada continua acelera la descomposición de los residuos que retornan al suelo (González Montaner et al. 2004; Nicolardot y Recous 2001), o a que la escasa respuesta de la producción de biomasa de los cultivos a la fertilización nitrogenada en suelos de elevada fertilidad no permite incrementar las reservas de MOS (Alvarez et al. 1998a). Este último efecto es aún mayor bajo siembra directa (SD) debido que las tasas de descomposición de los residuos en superficie son significativamente más bajas que cuando están enterrados (Holland y Coleman 1987).

En muchos casos, las diferencias entre autores radican en que algunos comparan los tratamientos con y sin fertilización nitrogenada con respecto a una situación de inicio del experimento, que puede ser disímil o no y otros realizan la comparación en el mismo año de experimento. En este último caso, pueden confundirse historias de manejo previas diferentes. Otras diferencias se refieren a comparaciones realizadas en espesores muy cercanos a la superficie del suelo o a períodos de estudio demasiado cortos, que no son adecuados para detectar cambios en el C edáfico (Khan et al. 2007). Por otro lado, las diferencias en stock de MOS entre tratamientos fertilizados y no fertilizados dependen de las condiciones climáticas: en climas secos o tropicales las diferencias son menores, del tipo de suelo: Molisoles < Alfisoles o Ultisoles, de la textura: en suelos arenosos existen mayores diferencias, de la intensificación de la rotación: a mayor número de cultivos por año, mayor diferencia (Alvarez 2005) y del control de la acidez generada durante la oxidación del  $\text{NH}_4^+$ : existen mayores diferencias cuando no se la controla (Malhi et al. 1997; Vanotti et al. 1997).

En nuestro país existen antecedentes referidos al efecto de largo plazo de la fertilización nitrogenada continuada sobre los stocks de MOS o alguna de sus fracciones (Miglierina et al. 2000; Studdert y Echeverría 2000; Eiza et al. 2005; Galantini y Rosell 2006; Minoldo et al. 2008). Sin embargo, en la Pampa Ondulada estos estudios son relativamente escasos: Alvarez et al. (1998a) y Rimatori et al. (2002), trabajando en la secuencia M-T/S del mismo experimento donde se realizó este estudio, no encontraron efecto de la fertilización sobre el contenido de C del suelo y sus fracciones densimétricas y sobre el stock de C edáfico, respectivamente. El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto a largo plazo de la fertilización nitrogenada bajo SD sobre las reservas de C (COS) y N (NOS) orgánico del suelo y sus fracciones granulométricas (C (COP) y N (NOP) orgánico particulado y C (CAM) y N (NAM) asociado a la fracción mineral) en 3 secuencias de cultivo: maíz-trigo/soja (M-T/S), trigo/soja (T/S) y monocultivo de maíz (M) en un Argiudol típico de la Pampa Ondulada.

## 5.2 MATERIALES Y MÉTODOS

### 5.2.1 BALANCE ENTRE LAS ENTRADAS Y LAS SALIDAS DE N DEL AGROSISTEMA

Se realizó el balance entre las entradas de N al agrosistema y las salidas desde el mismo durante los años de duración de cada secuencia de cultivo (25 años para M-T/S, 21 años para T/S y 17 años para M). Las entradas de N al sistema se estimaron como la adición entre:

- el N aportado por medio de la fertilización nitrogenada durante todo el período de duración de cada secuencia de cultivo, de acuerdo a las dosis de fertilizante utilizadas en maíz y trigo
- el N aportado por las lluvias acumuladas durante todo el período de duración de cada secuencia de cultivo, para lo cual se asumió que las lluvias aportan 0,13 kg N ha<sup>-1</sup> cm<sup>-1</sup> de lluvia (Alvarez y Steinbach 2006c)
- y N aportado por fijación biológica en el cultivo de soja, donde se asumió que un 50% del N exportado por el grano proviene de la fijación biológica (Salvagiotti et al. 2008)

Las salidas de N se calcularon como la suma entre:

- el N exportado por los granos, el cual se calculó utilizando la información de producción en grano durante todo el período de duración de cada secuencia de cultivo y las tasas de extracción de N en grano por cultivo presentadas en Ciampitti y García (2007)
- y el N perdido por desnitrificación (5%), volatilización (5%) y lixiviación (4%) (Alvarez y Steinbach 2006b)

### 5.2.2 RELACIÓN C/N DE LOS RESIDUOS DE LOS CULTIVOS QUE PARTICIPAN EN LAS DIFERENTES SECUENCIAS

En el momento de la cosecha de los cultivos de la campaña 2008/2009 se tomaron dos muestras de planta entera de 1 m<sup>2</sup> de superficie por parcela para determinar si en los tratamientos fertilizados los residuos de los cultivos quedaban más enriquecidos en N a la cosecha de los mismos. Éstas se trillaron y se separó el grano del resto de los residuos. Los residuos se secaron a 30 °C, se molieron a 0,5 mm y se homogeneizaron. Se les determinó C y N por combustión seca con un analizador elemental.

### 5.2.3 ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Para evaluar el efecto de la fertilización nitrogenada bajo SD dentro de cada secuencia de cultivo se utilizó un diseño en bloques completamente aleatorizados con submuestreo y el modelo utilizado fue el siguiente:

$$Y_{ijk} = \mu + \tau_i + \beta_j + \varepsilon_{ij} + \eta_{ijk}$$

$$i = 1, 2 \quad j = 1, 2 \quad k = 1, 2, 3, 4$$

donde:  $Y_{ijk}$  es la respuesta correspondiente al i-ésimo nivel de fertilización, al j-ésimo bloque y a la k-ésima submuestra;  $\mu$  es un efecto común a todas las observaciones;  $\tau_i$  es el efecto del i-ésimo nivel de fertilización;  $\beta_j$  es el efecto de j-ésimo bloque;  $\varepsilon_{ij}$  es el error aleatorio correspondiente al j-ésimo bloque y el i-ésimo nivel de fertilización;  $\eta_{ijk}$  es el error de submuestreo, que explica la variación entre submuestras dentro de las unidades experimentales.

En aquellas situaciones en la que el error de submuestreo fue muy similar al error experimental se trabajó con el error amalgamado y se utilizó este modelo:

$$Y_{ijk} = \mu + \tau_i + \beta_j + \varepsilon_{ijk}$$

$$i = 1, 2 \quad j = 1, 2 \quad k = 1, 2, 3, 4$$

donde:  $\epsilon_{ijk}$  corresponde al error experimental y de submuestreo amalgamados. Se realizó un análisis de varianza (ANVA) utilizando el procedimiento GLM de SAS (SAS 2001). La comparación de medias se hizo mediante la prueba de Tukey ( $p < 0,05$ ). Todas las relaciones C/N de la MOS posibles, COS/NOS COP/NOP y CAM/NAM, y las relaciones C/N de los residuos de cosecha de los cultivos que participan en las secuencias, medidas en la campaña 2008/2009, presentaron distribución normal, sin ser necesaria su transformación.

### 5.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Tabla 5.1 presenta los valores medios de las variables analizadas: COS, NOS, COP, NOP, CAM, NAM y las relaciones C/N del suelo y sus fracciones, calculados a una masa equivalente de suelo de  $2500 \text{ Mg ha}^{-1}$ , bajo SD con dos dosis de fertilizante nitrogenado (NF:  $0 \text{ kg N ha}^{-1}$  y F:  $90$  y  $100 \text{ kg N ha}^{-1}$  para trigo y maíz, respectivamente). La fertilización continuada no modificó las variables edáficas en ninguna de las tres secuencias de cultivo analizadas; por lo tanto, condujo a una mantención de las reservas de MOS en el largo plazo en relación a los tratamientos no fertilizados. El mismo resultado había sido reportado por Alvarez et al. (1998a); sin embargo, en ese estudio no hubo efecto de la fertilización nitrogenada sobre el rendimiento de los cultivos. En este caso, como puede observarse en la Tabla 5.2, la fertilización aumentó significativamente los rendimientos de trigo en  $682$  y  $752 \text{ kg ha}^{-1}$  en T/S y M-T/S, respectivamente, y de maíz en  $1100$  y  $1800 \text{ kg ha}^{-1}$  en M-T/S y M, respectivamente, sin afectar los rendimientos medios de soja de segunda siembra. Por ende, aumentaron las restituciones orgánicas al suelo en los tratamientos fertilizados. Éstas fueron más importantes en las secuencias de cultivo que incluyeron maíz: M y M-T/S, debido a la alta producción de biomasa de este cultivo. Al aumentar los aportes de C sin producirse diferencias en el stock de MOS, podría inferirse que la fertilización de largo plazo estimuló la descomposición de los residuos y/o la mineralización de la MOS. Esto supone, en los tratamientos con fertilización continua, una producción de residuos más enriquecidos en N (Ding et al. 2007), ambientes con mayor cantidad de N mineral (Nicolardot y Recous 2001; Khan et al. 2007) y/o más ácidos (Liebig et al. 2002) que modifican la actividad microbiana y conducen a iguales reserva y calidad de MOS que los tratamientos no fertilizados.



**Tabla 5.1- Efecto de la fertilización nitrogenada bajo siembra directa sobre la materia orgánica del suelo, sus fracciones granulométricas y relaciones C/N, expresadas como stock a 2500 Mg suelo ha<sup>-1</sup>.**

Niveles de fertilización	Secuencias de cultivo		
	M-T/S	T/S	M
<b><i>COS (Mg ha<sup>-1</sup>)</i></b>			
<b>F</b>	43,61 a <sup>(*)</sup>	44,62 a	39,68 a
<b>NF</b>	43,74 a	46,11 a	40,26 a
<b><i>NOS (Mg ha<sup>-1</sup>)</i></b>			
<b>F</b>	4,08 a	4,28 a	3,55 a
<b>NF</b>	4,14 a	4,33 a	3,67 a
<b><i>COP (Mg ha<sup>-1</sup>)</i></b>			
<b>F</b>	4,09 a	3,71 a	3,86 a
<b>NF</b>	3,73 a	3,61 <sup>a</sup>	4,09 a
<b><i>NOP (Mg ha<sup>-1</sup>)</i></b>			
<b>F</b>	0,33 a	0,41 a	0,28 a
<b>NF</b>	0,30 a	0,40 a	0,31 a
<b><i>CAM (Mg ha<sup>-1</sup>)</i></b>			
<b>F</b>	39,52 a	40,91 a	35,82 a
<b>NF</b>	40,00 a	42,50 a	36,17 a
<b><i>NAM (Mg ha<sup>-1</sup>)</i></b>			
<b>F</b>	3,75 a	3,87 a	3,27 a
<b>NF</b>	3,84 a	3,93 a	3,36 a
<b><i>COS/NOS</i></b>			
<b>F</b>	10,70 a	10,43 a	11,21 a
<b>NF</b>	10,57 a	10,64 a	10,95 a
<b><i>COP/NOP</i></b>			
<b>F</b>	12,47 a	9,44 a	13,84 a
<b>NF</b>	12,80 a	9,05 a	12,81 a
<b><i>CAM/NAM</i></b>			
<b>F</b>	10,55 a	10,57 a	10,98 a
<b>NF</b>	10,42 a	10,83 a	10,73 a

M-T/S: rotación maíz-trigo/soja; T/S: rotación trigo/soja; M: monocultivo de maíz; F: fertilizado con nitrógeno; NF: no fertilizado con nitrógeno.

COS: carbono orgánico del suelo; NOS: nitrógeno orgánico del suelo; COP: carbono orgánico particulado; NOP: nitrógeno orgánico particulado; CAM: carbono asociado a la fracción mineral; NAM: nitrógeno asociado a la fracción mineral

<sup>(\*)</sup> **letras diferentes indican diferencias significativas entre niveles de fertilización dentro de una misma secuencia de cultivo (p< 0,05).**

Las diferencias de rendimiento entre tratamientos en este estudio resultaron pequeñas en comparación con la bibliografía internacional proveniente de los países con larga historia de fertilización continuada, la cual cita diferencias de hasta el doble o el triple en los tratamientos fertilizados (Huggins y Fuchs 1997; Khan et al. 2007). Los Argiudoles de la Pampa Ondulada pueden alcanzar igualmente rendimientos de cultivos elevados sin fertilización, particularmente cuando los cultivos no registran estrés hídrico. Pueden producirse 3.000 kg ha<sup>-1</sup> de trigo y 8.000 kg ha<sup>-1</sup> de maíz sin el uso de

fertilizantes nitrogenados bajo escenarios de precipitaciones medias (Alvarez y Steinbach 2006a). Por lo tanto, frente a bajas diferencias en rendimiento de los cultivos entre F y NF no es esperable encontrar un aumento importante de COS y NOS y de sus fracciones en el largo plazo.

**Tabla 5.2- Rendimientos históricos promedio, expresados en materia seca, en cada secuencia de cultivo bajo siembra directa con dos niveles de fertilización nitrogenada.**

Secuencia de cultivo	M -T/S		T/S		M	
Nivel de fertilización	F	NF	F	NF	F	NF
Cultivo						
Maíz	7108 a <sup>(*)</sup>	6042 b			6569 a	4768 b
Trigo	2728 a	1976 b	3059 a	2377 b		
Soja de 2°	2398 a	2878 a	2537 a	2068 a		

M-T/S: maíz-trigo/soja; T/S: trigo/soja; M: monocultivo de maíz; F: fertilizado con nitrógeno; NF: no fertilizado con nitrógeno.

<sup>(\*)</sup> letras diferentes indican diferencias significativas entre niveles de fertilización dentro de una misma secuencia de cultivo ( $p < 0,05$ ).

La concentración de N en los residuos de los cultivos y la proporción de nutrientes en los compartimentos solubles está directamente relacionada con su labilidad (Andriulo 1995). La Tabla 5.3 presenta los contenidos de C y N y las relaciones C/N de los residuos de cosecha de trigo, maíz y soja de segunda siembra que retornaron al suelo, determinados en la campaña 2008/2009. Como puede observarse, solamente en el caso de trigo perteneciente a la secuencia M-T/S se observó una disminución significativa de su relación C/N cuando se lo fertilizó con N. Debido a que dicha campaña fue particularmente seca para todos los cultivos, los rendimientos en grano resultaron inferiores al promedio histórico. La fertilización en 2008 aumentó el rendimiento de trigo en la secuencia T/S y no lo modificó en la secuencia M-T/S; también aumentó el de maíz en M y M-T/S (datos no mostrados). En la rotación M-T/S, debido a las características propias de ese año, la fertilización de trigo luego del cultivo de maíz no tuvo un efecto positivo sobre el rendimiento y por ello, puede que el N del residuo que retornó al suelo no se haya diluido, al no estar repartido en una mayor producción de biomasa. En el caso del cultivo de maíz, la fertilización no modificó el contenido de N en los residuos, diluyéndose éste en una mayor producción de biomasa. Probablemente, la fertilización nitrogenada produjo un efecto de dilución del N absorbido en una mayor producción de biomasa de cultivo conduciendo a residuos de igual calidad ( $\sim$  C/N) en relación a los tratamientos no fertilizados. Este hecho no pudo ser completamente demostrado debido a la fuerte sequía de la campaña 2008/2009; sin embargo, puede decirse que en los tratamientos fertilizados hubo un mayor aporte de C y N al suelo, sin diferencias en su calidad.

**Efecto de la fertilización nitrogenada bajo siembra directa sobre algunas características de los residuos de cultivo de trigo, maíz y soja de segunda medidas en la campaña 2008/2009.**

Niveles de fertilización	Secuencias de cultivo		
	M-T/S	T/S	M
<b>Residuos de cosecha del cultivo de trigo</b>			
<i>C residuos (%)</i>			
<b>F</b>	41,2 a <sup>(*)</sup>	41,7 a	
<b>NF</b>	40,6 a	40,8 a	
<i>N residuos (%)</i>			
<b>F</b>	0,67 a	0,81 a	
<b>NF</b>	0,45 a	0,92 a	
<i>C/N residuos</i>			
<b>F</b>	67,3 b	51,8 a	
<b>NF</b>	91,2 a	44,8 a	
<b>Residuos de cosecha del cultivo de maíz</b>			
<i>C residuos (%)</i>			
<b>F</b>	40,8 a		40,2 a
<b>NF</b>	40,6 a		39,8 a
<i>N residuos (%)</i>			
<b>F</b>	0,91 a		0,59 a
<b>NF</b>	0,80 a		0,74 a
<i>C/N residuos</i>			
<b>F</b>	48,4 a		69,0 a
<b>NF</b>	54,4 a		58,1 a
<b>Residuos de cosecha del cultivo de soja de 2º</b>			
<i>C residuos (%)</i>			
<b>F</b>	41,0 a	40,8 a	
<b>NF</b>	41,4 a	41,0 a	
<i>N residuos (%)</i>			
<b>F</b>	0,99 a	1,02 a	
<b>NF</b>	0,84 a	1,10 a	
<i>C/N residuos</i>			
<b>F</b>	42,6 a	40,8 a	
<b>NF</b>	49,1 a	37,6 a	

M-T/S: maíz-trigo/soja; T/S: trigo/soja; M: monocultivo de maíz; F: fertilizado con nitrógeno; NF: no fertilizado con nitrógeno; C residuos: carbono presente en los residuos; N residuos: nitrógeno presente en los residuos.

<sup>(\*)</sup> **letras diferentes indican diferencias significativas entre niveles de fertilización dentro de una misma secuencia de cultivo (p<0,05).**

A diferencia de los países con tradición fertilizadora, la cantidad de N aplicado a los cultivos de cereales de nuestra región no resulta suficiente para compensar la cantidad de N removido por los granos (García 2006). La Tabla 5.4 muestra el balance de N acumulado desde 1979, 1983 y 1987 hasta 2004, para M-T/S, T/S y M, respectivamente. Éste se calculó como la diferencia entre las entradas de N al

agrosistema (N del fertilizante + N aportado por fijación biológica del cultivo de soja (excepto en M) + el N aportado por las lluvias) y las salidas de N del agrosistema (N exportado por los granos + N perdido por desnitrificación, volatilización y lixiviación). Como puede observarse, se presentaron inesperadamente excesos de 502 y 60 kg N ha<sup>-1</sup>, en T/S y M, respectivamente y un balance negativo en M-T/S (-494 kg N ha<sup>-1</sup>). Khan et al. (2007), trabajando en las Parcelas Morrow (USA), encontraron, que luego de 40-50 años de fertilización nitrogenada, cuando el N aplicado a las diferentes secuencias de cultivo excedía entre 50 y 190% lo removido por el grano, disminuía el stock de COS por aumento de su mineralización neta. En este caso, el N aplicado mediante la fertilización superó en 31 y 5% al N removido por grano para todo el período analizado en T/S y M, respectivamente. Por lo tanto, no es esperable una aceleración de la descomposición de los residuos y/o la mineralización de la MOS.

**Tabla 5.4- Balance entre las entradas de nitrógeno (N) al agrosistema y las salidas de N del agrosistema para todo el período de duración de las secuencias de cultivo.**

Cultivos		Entradas de N al agrosistema <sup>(‡)</sup> (kg N acumulados <sup>(#)</sup> )	Salidas de N del agrosistema <sup>(*)</sup> (kg N acumulados <sup>(#)</sup> )	Balance de N <sup>(¶)</sup>
M-T/S	Maíz	3535	4029	-494
	Trigo			
	Soja			
T/S	Trigo	2908	2406	502
	Soja			
M	Maíz	1635	1575	60

<sup>(#)</sup> Los años acumulados son 25, 21 y 14 para M-T/S, T/S y M, respectivamente.

<sup>(‡)</sup> Las entradas de N al agrosistema se obtuvieron como la adición del nitrógeno aplicado como fertilizante, el N aportado por fijación biológica del cultivo de soja (Salvagiotti et al. 2008) y el N aportado por las lluvias (Alvarez y Steinbach 2006c).

<sup>(\*)</sup> Las salidas de N del agrosistema se obtuvieron como la suma del N exportado por los granos (tasas de extracción de N en grano presentadas en Ciampitti y García (2007)), más las pérdidas de N por desnitrificación (5%), volatilización (5%) y lixiviación (4%) presentadas en Alvarez y Steinbach 2006b).

<sup>(¶)</sup> Obtenido por diferencia entre en las entradas de N al agrosistema y las salidas de N del agrosistema.

El pH generalmente disminuye cuando se utilizan fertilizantes nitrogenados amoniacales en forma continua (Thomas et al. 1981; Rasmussen y Rohde 1989; Miglierina et al. 2000). La fertilización nitrogenada produjo una diferencia de pH en 0,69 y 0,26 unidades en las secuencias M-T/S y M en el espesor 0-5 cm y en M-T/S también provocó una diferencia significativa en el espesor 5-10 cm de 0,34 unidades (Tabla 5.5). En el espesor 10-20 cm no se produjeron diferencias entre tratamientos. La importancia de dicha diferencia a 0-5 cm resultó superior en M-T/S que en M y su magnitud puede haber respondido a la cantidad de años de fertilización (25 y 14 años para M-T/S y M, respectivamente). En T/S, la fertilización continuada mostró la misma tendencia sin llegar a ser significativa. Además, se consideró que la variación de las fuentes nitrogenadas a lo largo del ensayo (urea y nitrato de amonio) no produjo diferencias en la acidificación (Juo et al. 1995; Lupi 2001). La Tabla 5.5 muestra que el menor valor de pH superficial en los tratamientos fertilizados (manteniéndose la diferencia entre tratamientos aún para el horizonte A (datos no mostrados)) estuvo en relación con la disminución del carbono de la biomasa microbiana (CBM). Kowalenco et al. (1978) también encontraron que el CBM decrecía con el aumento de la acidez del suelo. Esta reducción en CBM en los tratamientos fertilizados podría estar indicando

una menor eficiencia en el ciclo de los nutrientes para transformarlos en formas disponibles y ser absorbidos por las plantas. En la secuencia T/S, la fertilización no produjo un menor pH y, por ello, no se vio afectado el tamaño de la fracción CBM del mismo horizonte.

**Tabla 5.5- Efecto de la fertilización nitrogenada bajo siembra directa sobre algunas características de los rastrojos, el pH y el CBM.**

Niveles de fertilización	Secuencias de cultivo		
	M-T/S	T/S	M
<b>C rastrojos (<math>Mg\ ha^{-1}</math>)</b>			
<b>F</b>	4,25 a <sup>(*)</sup>	3,63 a	4,92 a
<b>NF</b>	2,94 b	3,60 a	2,57 b
<b>N rastrojos (<math>Mg\ ha^{-1}</math>)</b>			
<b>F</b>	0,103 a <sup>(**)</sup>	0,079 a	0,062 a
<b>NF</b>	0,057 b	0,086 a	0,027 b
<b>C/N rastrojos</b>			
<b>F</b>	44,07 a	54,67 a	84,37 a
<b>NF</b>	57,69 a	46,50 a	99,20 a
<b>pH – 0-5 cm</b>			
<b>F</b>	5,53 b	5,50 a	5,72 b
<b>NF</b>	6,22 a	5,81 a	5,98 a
<b>pH – 5-10 cm</b>			
<b>F</b>	5,73 b	5,72 a	5,74 a
<b>NF</b>	6,07 a	5,70 a	5,86 a
<b>pH – 10-20 cm</b>			
<b>F</b>	5,96 a	5,86 a	5,96 a
<b>NF</b>	6,12 a	5,83 a	5,96 a
<b>CBM (<math>Mg\ ha^{-1}</math>)</b>			
<b>F</b>	0,68 b	0,91 a	0,71 b
<b>NF</b>	0,92 a	0,85 a	0,91 a

M-T/S: rotación maíz-trigo/soja; T/S: rotación trigo/soja; M: monocultivo de maíz; F: fertilizado con nitrógeno; NF: no fertilizado con nitrógeno

C rastrojos: carbono presente en los rastrojos; N rastrojos: N presente en los rastrojos; pH: acidez del suelo; CBM: carbono de la biomasa microbiana para una masa de 2500 Mg suelo  $ha^{-1}$ .

<sup>(\*)</sup> letras diferentes indican diferencias significativas entre niveles de fertilización dentro de una misma secuencia de cultivo ( $p < 0,05$ ).

<sup>(\*\*)</sup> letras diferentes indican diferencias significativas entre niveles de fertilización dentro de una misma secuencia de cultivo ( $p < 0,10$ ).

Los tratamientos fertilizados condujeron a stocks similares de MOS y de sus fracciones a los de los tratamientos no fertilizados. Explicaciones probables para estos resultados son las siguientes:

- en las secuencias M-T/S y M fertilizadas, la disminución del pH del suelo y, su efecto negativo sobre la biomasa microbiana, redujeron la descomposición de los residuos que retornaron al suelo y la tasa de mineralización de la MOS, a pesar del aumento en la producción primaria neta de C y N. La reducción del ingreso de los residuos de los tratamientos fertilizados puede comprobarse comparando las diferencias en el retorno de C y N por los residuos de los cultivos entre los tratamientos F y NF (datos no

mostrados) obtenidos a partir de los rendimientos históricos promedio (Tabla 5.2), con las diferencias de C y N presente en los rastrojos entre los mismos tratamientos (Tabla 5.5). En M-T/S F retornaron al suelo 18 y 15% más de C y N por los residuos de los cultivos y quedaron en los rastrojos sobre la superficie del suelo 44 y 81% más de C y N luego de 25 años, respectivamente y en M retornaron al suelo 32 y 31% más de C y N por los residuos de los cultivos y permanecieron sobre el suelo 91 y 230% más de C y N en los rastrojos luego de 17 años, respectivamente. El menor ingreso de residuos y, probablemente, la menor tasa de mineralización de la MOS en F compensaron el mayor ingreso de residuos y la mayor tasa de mineralización de la MOS en NF.

- en T/S, la fertilización nitrogenada no modificó la acidez del suelo ni la biomasa microbiana, por lo que el exceso de N ( $24 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ) en los tratamientos fertilizados, podría acelerar la mineralización de MOS y la descomposición de una mayor masa de residuos de cultivo aportada. La mayor descomposición de los residuos de los tratamientos fertilizados puede comprobarse comparando las diferencias en el retorno de C y N por los residuos de los cultivos entre los tratamientos F y NF obtenidos a partir de los rendimientos históricos promedio (Tabla 5.2) con las diferencias de C y N de los rastrojos entre los mismos tratamientos (Tabla 5.5). En F retornaron al suelo 16 y 13% más de C y N y permanecieron sobre el suelo las mismas masas C y N en los rastrojos luego de 21 años. En esta secuencia, la fertilización condujo a un ambiente edáfico más rico en N mineral debido al excedente anual de la aplicación de fertilizante nitrogenado que aceleró la descomposición de una mayor masa de residuos que ingresa al suelo, sin modificar la tasa de mineralización de la MOS. Este comportamiento debería haber aumentado las reservas de MOS; sin embargo, la diferencia en producción de los cultivos entre F y NF fue menos importante en esta secuencia y podría justificar este resultado. La continuidad del nivel de fertilización utilizado podría contribuir al enriquecimiento de N de los ecosistemas adyacentes (agua y aire). Para evitar este impacto ambiental negativo, debería inyectarse menor cantidad de N reactivo en esta secuencia de cultivo. Sin embargo, la ocurrencia de este impacto negativo en la Pampa Ondulada resulta poco probable, dado que las dosis de fertilizante nitrogenado utilizadas en los cultivos de trigo y maíz fueron inferiores a las utilizadas en estos experimentos en el mismo período de tiempo.

## 5.4 CONCLUSIONES

La fertilización nitrogenada no puede incluirse dentro de las prácticas mitigadoras de la emisión de C y de las pérdidas de N bajo SD. Además, si bien condujo a mayor producción de biomasa de gramíneas, la diferencia con los tratamientos no fertilizados no resultó de una magnitud importante debido a la elevada aptitud productiva de los Argiudoles de la Pampa Ondulada y a la corta historia de uso de fertilizantes del experimento en relación a los países desarrollados. Esta diferencia de biomasa no se tradujo en cambios de las reservas de MOS y de sus fracciones granulométricas. Las dosis utilizadas condujeron a un balance de N negativo en M-T/S, prácticamente neutro en M y positivo en T/S. En esta última secuencia, podría estar comprometida la sustentabilidad del sistema productivo a largo plazo.

## ***CAPÍTULO 6***

### **CONCLUSIONES GENERALES**

Los motivos de la realización de esta tesis fueron los siguientes:

- la adopción masiva de los sistemas de cultivo en las últimas décadas en la región Pampa Ondulada (aumento exponencial en la adopción de la siembra directa (SD), pérdida de cultivos en la rotación y fertilización nitrogenada de gramíneas, entre las prácticas agrícolas más importantes) se realizó sin una evaluación previa de su posible impacto sobre las reservas de materia orgánica del suelo (MOS) en el largo plazo
- la existencia de cuatro ensayos de secuencias de cultivo y sistemas de labranza en un sitio representativo de la región, que abarca todo el período de cambios señalados, que controla importantes fuentes de variación y que dispone de una base de datos confiable, permite cuantificar el posible impacto de esta adopción sobre la MOS.

Debido a que los ensayos de secuencias de cultivo y sistemas de labranza analizados no presentaban varianzas homogéneas, para poder evaluar el efecto de las secuencias de cultivo y de los sistemas de labranza sobre las reservas de MOS luego de 25 años se utilizó el procedimiento PROC MIXED que permitía este análisis. Este enfoque habilita a realizar futuras comparaciones del impacto de largo plazo de diferentes sistemas de labranza y secuencias de cultivo sobre la MOS dentro de la misma región o entre regiones a partir de ensayos de largo plazo, revalorizándolos. A su vez, si bien este análisis permitió conocer el estado orgánico del suelo provocado por dichas prácticas en el largo plazo, no dio información sobre el sentido y la magnitud de los cambios de carbono orgánico del suelo (COS). Esto se logró mediante la comparación entre los stocks de COS presentes en 2004 y los existentes al inicio de cada ensayo de secuencia de cultivo y sistema de labranza.

Se corroboró que la MOS en los agrosistemas está regulada por la secuencia de cultivos (fundamentalmente por la cantidad y la calidad de los residuos de cultivo aportados y por la longitud de barbechos) y por el grado de disturbio del suelo (tasa de descomposición de MOS). Un resultado interesante que surge de esta tesis es que, bajo las condiciones edafoclimáticas de la Pampa Ondulada, resulta más importante el efecto de la secuencia de cultivo que el del sistema de labranza. Si bien, es muy conocido el efecto positivo de la SD sobre las reservas orgánicas del suelo en relación al laboreo, en este estudio se demostró que la no remoción del suelo produjo cambios en las reservas de MOS con respecto al laboreo con arado de cincel solamente en las secuencias de cultivo más intensificadas (25 años de maíz-trigo/soja (25M-T/S) y 4 años de soja con laboreo convencional + 21 años de trigo/soja (4S+21T/S)). Por otro lado, cuando la SD se practicó sin rotación de cultivos resultó una práctica mitigadora de las pérdidas de carbono (C) hacia la atmósfera solamente cuando las reservas iniciales de MOS se correspondieron con suelos de baja fertilidad y los aportes de C anuales fueron de 4 Mg ha<sup>-1</sup>. Además, aunque el impacto de la secuencia de cultivo sobre las reservas de MOS resultó más importante que el del sistema de labranza, éste no fue suficiente para mantener las reservas presentes en suelos de elevada fertilidad. En base a los resultados obtenidos, es necesario profundizar el estudio de agrosistemas que hagan un uso más eficiente de los nutrientes y del agua, ensayando nuevas secuencias de cultivo intensificadas bajo SD, que incluyan leguminosas en el mismo año que las gramíneas y/o cultivos de cobertura de ciclo otoño-invernal.

Si bien es conocido el efecto positivo de la fertilización nitrogenada sobre el rendimiento de los cultivos y el consecuente aumento en los aportes de residuos al

suelo, y sobre los stocks de MOS en el largo plazo, en este estudio, no sólo no pudo demostrarse la posibilidad de aumentar las reservas de MOS bajo SD con fertilización nitrogenada continua, sino que además se encontró un resultado inesperado: en la secuencia trigo/soja (T/S) se generó un excedente de nitrógeno (N) proveniente del fertilizante aplicado. En consecuencia, resulta sumamente necesario continuar monitoreando el efecto de la fertilización nitrogenada en esta secuencia sobre la sustentabilidad del sistema productivo a largo plazo, por enriquecimiento de N de los ecosistemas adyacentes (agua y aire).

Este conjunto de resultados permitió:

- justificar la pérdida de MOS de las últimas dos décadas en los suelos de la Pampa Ondulada (con sistema de cultivo predominante a base del cultivo de soja bajo SD)
- inferir que se dispone de tecnología (secuencias intensivas de alta productividad bajo SD) para mantener o elevar las reservas edáficas actuales en la región
- la posibilidad de continuar con el uso de la fertilización nitrogenada para el logro de rendimientos elevados de gramíneas, sin que se afecten negativamente las reservas de MOS.

Se recurrió al fraccionamiento físico de la MOS para poder visualizar posibles efectos diferenciales de los sistemas de labranza y las secuencias de cultivo sobre fracciones con diferentes tiempos de reciclado. Si bien las metodologías de fraccionamiento físico (granulométrico y densimétrico) son de uso frecuente, su comparación no había sido anteriormente realizada sobre la misma muestra de suelo. Las dos técnicas de fraccionamiento físico pueden ser utilizadas indistintamente debido a que miden aproximadamente la misma cantidad de fracciones lábiles de C. Sin embargo, para poder evaluar si ambas metodologías miden la misma fracción lábil, se deberá profundizar el estudio de su calidad.

Entre las dos secuencias de cultivo intensificadas bajo SD, a pesar de que 25M-T/S aportó la misma cantidad de C y N que 4S+21T/S, esta última aumentó la fracción más estabilizada del C en un 5 % y produjo una materia orgánica particulada (MOP) de mayor calidad ( $C/N = 9,4$ ). Este hallazgo, es completamente inédito en la bibliografía, dado que se considera a la MOP, como una fracción poco transformada, con relaciones  $C/N$  relativamente elevadas ( $C/N > 12$ ). Esta característica de la MOS en 4S+21T/S estaría indicando la posibilidad de lograr reciclados más lentos de C y N y, por lo tanto, contribuir más efectivamente a la retención de estos elementos en el sistema suelo-planta. Estos nuevos conocimientos adquiridos hacen necesario profundizar la caracterización de la fracción lábil e identificar factores responsables de los mecanismos de estabilización de la MOS. De lograrse estos objetivos, se podrían obtener agrosistemas más sustentables.

Por último, los resultados obtenidos pueden usarse para la calibración de modelos de simulación de la dinámica de C y N del suelo de largo plazo y así contribuir a la evaluación físico-biológica de la sustentabilidad de los sistemas de producción y a su planificación territorial.



## **BIBLIOGRAFÍA**

- Allmaras, RR; SM Copeland; PJ Copeland & M Oussible. 1996. Spatial relations between oat residue and ceramic spheres when incorporated sequentially by tillage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60: 1209-1216.
- Allmaras, RR; DR Linden & CE Clapp. 2004. Corn-residue transformations into root and soil carbon as related to nitrogen, tillage and stover management. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68: 1366-1375.
- Alvarez, R; RA Diaz; N Barberob; OJ Santanatoglia & L Blotta. 1995a. Soil organic carbon, microbial biomass and CO<sub>2</sub>-C production from three tillage systems. *Soil Till. Res.* 33: 17-28.
- Alvarez, R; JH Lemcoff; AH Merzari. 1995b. Balance de nitrógeno en suelo cultivado con soja. *Ciencia del suelo* 13: 38-40.
- Alvarez, R; ME Russo; P Prystupa; JD Scheiner & L Blotta. 1998a. Soil carbon pools under conventional and no-tillage systems in the Argentine Rolling Pampa. *Agron. J.* 90: 138-143.
- Alvarez, CR; R Alvarez; MS Grigera & RS Lavado. 1998b. Associations between organic matter fractions and the active soil microbial biomass. *Soil Biol. Biochem.* 30: 767-773.
- Alvarez, R; CR Alvarez; PE Daniel; V Ritcher & L Blotta. 1998c. Nitrogen distribution in soil density fractions and its relation to nitrogen mineralisation under different tillage systems. *Aust. J. Soil Res.* 36: 247-256.
- Alvarez, R & CR Alvarez. 2000. Soil organic matter pools and their associations with carbon mineralization kinetics. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 184-189.
- Alvarez, R. 2005. A review of nitrogen fertilizer and conservation tillage effects on soil organic carbon. *Soil Use Manage.* 21: 38-52.
- Alvarez, R & H Steinbach. 2006a. Balance de carbono en suelos cultivados. Pp. 55-68. En: Pascale, JA (ed.). *Materia orgánica. Valor agronómico y dinámica en suelos pampeanos*. Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires.
- Alvarez, R & H Steinbach. 2006b. Salidas de nitrógeno del agosistema. Pp. 99-121. En: Pascale, JA (ed.). *Materia orgánica. Valor agronómico y dinámica en suelos pampeanos*. Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires.
- Alvarez, R & H Steinbach. 2006c. Entradas de nitrógeno al agrosistema. Pp. 93-98. En: Pascale, JA (ed.). *Materia orgánica. Valor agronómico y dinámica en suelos pampeanos*. Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires.
- Alvarez, R & H Steinbach. 2009. A review of the effects of tillage systems on some soil physical properties, water content, nitrate availability and crops yield in the Argentine Pampas. *Soil Till. Res.* 104: 1-15.
- Andreux, F; S Bruckert; A Correa & B Souchier. 1980. Sur une méthode de fractionnement physique et chimique des agrégats des sols: origines possibles de la matière organique des fractions obtenues. *CR Acad. Sci. Ser D.* 291: 381-385.
- Andriulo, A; J Galantini; C Pecorari & E Torioni. 1991. *Materia orgánica del suelo en la región Pampeana Argentina. I. Un método de fraccionamiento por tamizado*. Informe técnico N° 250. INTA EEA Pergamino.
- Andriulo, A. 1995. *Modelisation de l'évolution des matieres organiques des sols de la pampa. Relation avec les systemes de culture*. Tesis doctoral INA-PG. Paris.
- Andriulo, A; J Guérif & B Mary. 1999. Evolution of soil carbon with various cropping sequences on the rolling pampas. Determination of carbon origin using variations in natural <sup>13</sup>C abundance. *Agron. J.* 19: 349-364.

- Andriulo, A; C Sasal & ML Rivero. 2001. Los sistemas de producción conservacionistas como mitigadores de la pérdida de carbono orgánico edáfico. Pp. 17-28. En: Panigatti, JL; D Buschiazzo & H Marelli (eds). Siembra directa II. INTA.
- Angers, DA; A Ndayegamiye & D Cote. 1993. Tillage-induced differences in organic matter of particle size fractions and microbial biomass. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57: 512-516.
- Apezteguía, HP; HP Salas; E. Lovera & R Sereno. 2000. El efecto de labranzas y rotaciones sobre la conservación de la materia orgánica edáfica. 11<sup>th</sup> International Soil Conservation Organization Conference, ISCO 2000. Buenos Aires.
- Apezteguía, HP & R Sereno. 2008. Sustancias húmicas y otras fracciones de la materia orgánica en el bosque nativo y en suelos cultivados. Pp. 131-145. En: Galantini, JA (ed.). Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de Argentina. Asociación Argentina de la Ciencia de Suelo.
- Balesdent, J; C Girardin; M Grably; J Guillemot; A Mariotti et al. 1994. Compartimentation du carbone organique des sols cultivés. In: *Ecosystèmes y changements globaux*. CNRS – INRA. Dourdan.
- Balesdent, J; C Chenu & M Balabane. 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil Till. Res.* 53: 215-230.
- Balesdent, J. 2002. Estimations chiffrées, par unité de surface, du stockage de carbone dans le sol associé aux changements de pratiques agricoles. Pp. 115- 200. En : Arrouays, D; J Balesdent; JC Germon; PA Jayet ; JF Soussana & P Stengel (eds). *Stocker du carbone dans les sols agricoles de France?* INRA, France.
- Bayer, C; J Mielniczuk; TJC Amado; L Martín-Neto & SV Fernández. 2000. Organic matter storage in a sandy clay loam Acrisol affected by tillage and cropping systems in southern Brazil. *Soil Till. Res.* 54: 101-109.
- Bayer, C; L Martín-Neto; J Mielniczuk; CN Pillon & L Sangoi. 2001. Changes in soil organic matter fractions under subtropical no-till cropping systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65: 1473-1478.
- Bayer, C; L Martín-Neto; J Mielniczuk; A Pavinato & J Dieckow. 2006. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. *Soil Till. Res.* 86: 237-245.
- Beare, MH; BR Pohl; DH Wright & DC Coleman. 1993. Residue placement and fungicide effects of fungal communities in conventional and no-tillage soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57: 392-399.
- Bohonak, AJ. 2004. RMA: Software for Reduced Major Axis Regression. Disponible en: <http://www.bio.sdsu.edu/pub/andy/rma.html>. Consultada el 18/03/09.
- Bolinder, MA ; HH Janzen ; EG Gregorich ; DA Angers & AJ VandenBygaart. 2007. An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. *Agric. Ecosyst. Environ.* 118: 29-42.
- Bonde, TA; BT Christensen & CC Cerri. 1992. Dynamics of soil organic matter as reflected by natural <sup>13</sup>C abundance in particle size fractions of forested and cultivated oxisols. *Soil Biol. Biochem.* 26: 1459-1468.
- Burke, W; D Gabriela & J Bruma (eds). 1986. *Soil structure assessment*. Rotterdam, A.A. Balkema. 92 pp.
- Buyanovsky, GA; M Islam & GH Wagner. 1994. Carbon turnover in soil physical fractions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58: 1167-1173.

- Cambardella, CA & ET Elliot. 1992. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 777-783.
- Campbell, CA; VO Biederbeck; RP Zentner & GP Lafond. 1991. Effect of crop rotations and cultural practices on soil organic matter, microbial biomass and respiration in a thin Black Chernozem. *Can. J. Soil Sci.* 71: 363-376.
- Campbell, CA; RP Zentner; EG Gregorich; G Roloff; BC Liang & B Blomert. 2000. Organic carbon accumulation in soil over 30 years in a semiarid southwestern Saskatchewan : Effects of crop rotations and fertilizers. *Can J. Soil. Sci.* 80: 179-192.
- Caporali, F & A Onnis. 1992. Validity of rotation as an effective agroecological principle for a sustainable agriculture. *Agric. Ecosyst. Environ.* 41: 101-113.
- Carter, MR. 2002. Soil quality for sustainable land management: Organic matter and aggregation interactions that maintain soil function. *Agron. J.* 94: 38-47.
- Chan, KY. 1997. Consequences of changes in particulate organic carbon in Vertisols under pasture and cropping. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61: 1376-1382.
- Chan, KY; DP Heenan & HB So. 2003. Sequestration of carbon and changes in soil quality under conservation tillage on light-textured soils in Australia: a review. *Aust. J. Exp. Agric.* 43: 325-334.
- Chen, Y; S Tessier & J Rouffignat. 1998. Soil bulk density estimation for tillage systems and soil textures. *Trans. ASAE.* 41: 1601-1610.
- Christensen, BT. 1992. Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle-size and density separates. *Adv. Soil Sci.* 20: 2-99.
- Christensen, BT. 2001. Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. *Eur. J. Soil Sci.* 52: 345-353.
- Ciampitti, IA & FO García. 2007. Requerimientos nutricionales. Absorción y extracción de macronutrientes y nutrientes secundarios. I. Cereales, oleaginosos e industriales. Pp. 1-4. En: *Informaciones agronómicas n° 33 – IPNI*
- Collins, HP; LF Elliot; RW Rickman; DF Bezdicek & RI Papendick. 1990. Decomposition and interactions among wheat residue components. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54: 780-785.
- Cosentino, D & C Pecorari. 2002. Limos de baja densidad: impacto sobre el comportamiento físico de los suelos de la región pampeana. *Ciencia del suelo* 20: 9-16.
- Denef, K & J Six. 2006. Contributions of incorporated residue and living roots to aggregate-associated and microbial carbon in two soils with different clay mineralogy. *Eur. J. Soil Sci.* 57: 774-786.
- Díaz-Rosello, R. 2007. La intensificación agrícola en el Cono Sur y los desafíos a la sostenibilidad. En: Díaz-Rosello, R & C Rava (eds). *Aporte de la ciencia y la tecnología al manejo productivo y sustentable de los suelos del Cono Sur. PROCISUR.*
- Di Ciocco, C; R Alvarez; Y Andrada & F Momo. 2004. Balance de nitrógeno en un cultivo de soja de segunda en la Pampa Ondulada. *Ciencia del suelo* 22: 48-51.
- Dick, RP. 1992. A review: Long-term effect of agricultural system on soil biochemical and microbial parameters. *Agric. Ecosyst. Environ.* 40: 569-574.
- Diekow, J; J Mielniczuk; H Knicker; C Bayer; D Dick & I Kögel-Knabner. 2005. Carbon and nitrogen in physical fractions of a subtropical Acrisol as influenced by long-term no-till cropping systems and N fertilization. *Plant Soil* 268: 319-328.

- Ding, W; Y Cai; Z Cai; K Yagi & X Zheng. 2007. Soil respiration under maize crops: effects of water, temperature and nitrógeno fertilization. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 71: 944-951.
- Domínguez, G; G Studdert; H Echeverría & G Lorenz. 2004. Efecto de dos sistemas de labranza sobre la material orgánica total y particulada en un Molisol de Balcarce. En: *Actas XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. Paraná. Entre Ríos, Argentina.
- Domínguez, GF; NV Diovisalvi; GA Sttudet & MG Monterubbianesi. 2009. Soil organic C and N fractions under continuos cropping with contrasting tillage system on mollisols of the southeastern Pampas. *Soil Till. Res.* 102: 93-100.
- Dou, F & F Hons. 2006. Tillage and nitrogen on soil organic matter fractions in wheat-based Systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70: 1896-1905.
- Dou, F; AL Wright & FM Hons. 2007. Depth distribution of soil organic C and N after long term soybean cropping in Texas. *Soil Till. Res.* 94: 530-536.
- Douglas, JT & MJ Goss. 1982. Stability and organic matter of surface soil aggregates under different methods of cultivation and in grassland. *Soil Till. Res.* 2: 155-175.
- Doyle, GL; CW Rice; DE Peterson & J Steichen. 2005. Biologically defined soil organic matter pools as affected by rotation and tillage. *Environ. Manage.* 33: 528-538.
- Dubeux, JCB; LE Sollenberger; NB Comerford; JM Scholberg; AC Ruggieri et al. 2006. Management intensity affects density fractions of soil organic matter form grazed bahiagrass swards. *Soil Biol. Biochem.* 38: 2705-2711.
- Eiza, MJ; N Fioriti; G Studdert & H Echeverría. 2005. Fracciones de carbono orgánico en la capa arable: efecto de los sistemas de cultivo y de la fertilización nitrogenada. *Ciencia del Suelo* 23: 59-67.
- Ellert, BH & JR Bettany. 1995. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Can. J. Soil Sci.* 75: 529-538.
- Fabrizzi, K; A Morón & F García. 2003. Soil Carbon and nitrogen in degraded vs. non-degraded Mollisols in Argentina. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67: 1831-1841.
- FAO. 2002. Agricultura mundial: hacia los años 2015/2030 – Informe resumido. Disponible en: <http://www.fao.org/DOCREP/004/Y3557S/y3557s06.htm>. Consultada el 18/01/2010.
- FAO. 2004. Uso de fertilizantes por cultivo en Argentina. Disponible en: <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/007/y5210s/y5210s00.pdf>. Consultada el 18/01/2010.
- FAO. 2005. Tendencias mundiales actuales y perspectivas de los fertilizantes al 2008/2009. Disponible en: <ftp://ftp.fao.org/agl/agll/docs/cwfto08s.pdf>. Consultada el 18/01/2010.
- Farahani, HJ; GA Peterson & DG Westfall. 1998. Dryland cropping intensification: a fundamental solution to efficient use of precipitation. *Adv. Agron.* 64: 197-223.
- Feller, C. 1979. Une méthode de fractionnement granulométrique de la matière organique du sol. Application aux sols tropicaux à textures grossières, très pauvres en humus. *Cahiers ORSTOM série Pédologie*, Paris 17: 339-346.
- Feller, C & MH Beare. 1997. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. *Geoderma* 79: 69-116.
- Fernández, RJ. 2008. Impacto global de las actividades agropecuarias. Pp. 19- 35. En: Giuffré, L (ed.). *Agrosistemas: Impacto ambiental y sustentabilidad*. Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires.
- Fog, K. 1988. The effect of added nitrógeno on rate of decomposition of organic matter. *Biol. Rev.* 63: 433-462.

- Franzluebbers, AJ; FM Hons & DA Zuberer. 1994. Long term changes in soil carbon and nitrogen pools in wheat management systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58: 1639-1645.
- Franzluebbers, AJ & MA Arshad. 1997. Soil microbial biomass and mineralizable carbon of water-stable aggregates. *Soil Sci Soc. Am. J.* 61: 1090-1097
- Franzluebbers, AJ; JA Stuedemann; HH Schomberg & SR Wilkinson. 2000. Soil organic C and N pools under long-term pasture management in the Southern Piedmont USA. *Soil Biol. Biochem.* 32: 469-478.
- Franzluebbers, AJ. 2004. Tillage and residue management effects on soil organic matter. Pp. 227-268. In: Magdoff, F & RR Weil (eds). *Soil organic matter in sustainable agriculture*. CRC Press LLC, Boca Raton, Florida, 33431.
- Galantini, JA; RA Rosell; G Brunetti & N Senesi. 2002. Dinámica y calidad de las fracciones orgánicas de un Haplustol durante la rotación trigo-leguminosas. *Ciencia del Suelo* 20: 17-26.
- Galantini, JA; JO Iglesias & RA Rosell. 2004. Calidad y dinámica de las fracciones orgánicas en la región semiárida pampeana. En: XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Paraná, Argentina.
- Galantini, J & R Rosell. 2006. Long-term fertilization effects on soil organic matter quality and dynamics under different production systems in semiarid Pampean soils. *Soil Till. Res.* 87: 72-79.
- Galantini, JA. 2008. Fraccionamiento de la materia orgánica del suelo. Pp. 19-39. En: Galantini, JA (ed.). *Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de Argentina*. Asociación Argentina de la Ciencia de Suelo.
- Galantini, JA & L Suñer. 2008. Las fracciones orgánicas del suelo: análisis en los suelos de la Argentina. *Agriscientia* XXV: 41-55.
- Galetto, MLR de; L Blotta; V Zeljkovich & O Hansen. 1992. Sistemas de labranzas en la rotación maíz-trigo-soja. Evaluación de las propiedades químicas del suelo. En: *Carpeta de Producción Vegetal*. Tomo X. Informe n° 85. EEA Pergamino de INTA.
- Gantzer, CJ & GR Blake. 1978. Physical characteristics of Le Sueurs clay loam soil following no till and conventional tillage. *Agron. J.* 70: 853-857.
- García, F. 2006. Balance de nutrientes del sistema Trigo-Soja-Maíz: balance necesario para un buen cultivo de trigo. En: *Jornada de Actualización en Trigo: ¿Por qué es negocio hacer trigo?* Córdoba, Argentina.
- GIEC. 2000. Land use, land-use change and forestry. (LULUCF). Cambridge University Press, U.K., OMM.
- Giuffré, L; S Ratto & R Romaniuk. 2008. Indicadores ambientales. Pp. 1-17. En: Giuffré, L (ed.). *Agrosistemas: Impacto ambiental y sustentabilidad*. Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires.
- González Montaner, J; M Di Napoli; R Pozzi; V Stangaferro & E Tecco. 2004. Influencia de la fertilización sobre el balance de rastrojos y el estado nutricional de los cultivos en una rotación en siembra directa en argiudoles del sur de Santa Fe. En: *Actas XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. Paraná. Entre Ríos, Argentina.
- Gregorich, EG & MR Carter (eds). 1997. *Soil quality for crop production and ecosystem health*. Developments in soil science 25. Elsevier Science Publ. Co., Amsterdam, the Netherlands. 448 pp.
- Gregorich, EG; MH Beare; UF McKim & JO Skjemstad. 2006. Chemical and biological characteristics of physical uncomplexed organic matter. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70: 975-985.

- Hassink, J; A Whitmore & J Kubát. 1997. Size and density fractionation of soil organic matter and the physical capacity of soils to protect organic matter. *Eur. J. of Agron.* 7: 189-199.
- Havlin, JL; DE Kissel; LD Maddux; MM Claassen & JH Long. 1990. Crop rotation and tillage effects on soil organic carbon and nitrogen. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54: 448-452.
- Hedges, JI & Oades JM. 1997. Comparative organic geochemistries of soils in marine sediments. *Org. Geochem.* 27: 319-161.
- Heenan, DP; WJ McGhie; FM Thomson & KY Chan. 1995. Decline in soil organic carbon and total nitrogen in relation to tillage, stubble management and rotation. *Aust. J. Exp. Agric.* 35: 877-884.
- Holland, EA & DC Coleman. 1987. Litter placement effects on microbial and organic matter dynamics in an agroecosystem. *Ecology* 68: 425-433.
- Holland, JM. 2004. The environmental consequences of adopting conservation tillage in Europe: reviewing the evidence. *Agric. Ecosyst. Environ.* 103: 1-25.
- Hubbard, VC & D Jordan. 1996. Nitrogen recovery by corn from nitrogen-15 labeled wheat residues and intact roots and soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60: 1405-1410.
- Huggins, DR & DJ Fuchs. 1997. Long-term N management effects on corn yield and soil C of an Aquic Haplustoll in Minnesota. In: Paul, EA; K Paustian; ET Elliot & CV Cole (eds). *Soil organic matter in temperate agroecosystems. Long-term experiments in North America.* CRC Press, Inc. N.W., Boca Raton, Florida. 33431.
- Huggins, DR; GA Buyanovsky ; GH Wagner; JR Brown; RG Darmody et al. 1998. Soil organic C in the tallgrass prairie-derived region of the corn belt: effects of long-term crop management. *Soil Till. Res.* 47: 219-234.
- Huggins, DR; RR Allmaras; CE Clapp ; JA Lamb & GW Randall. 2007. Corn soybean sequence and tillage effects on soil carbon dynamics and storage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 71: 145-154.
- INTA. 1972. Carta de suelos de la República Argentina. Hoja Pergamino (3360-32). 106 pp. + anexos.
- IPCC. 2000. Land use, land-use change and forestry (LULUCF). Watson, R.T. et al. (eds). Cambridge University Press. 375 pp.
- IPCC. 2007. Cambio climático: Informe de síntesis. Pachauri, K & A Reisinger (eds). Ginebra, Suiza. 104 pp.
- Janzen, HH; FJ Larney & BM Olson. 1992. Soil quality factors of problem soils in Alberta. Pp. 17-28. In: *Proceedings of the Alberta Soil Science Workshop, 29<sup>th</sup>, Lethbridge, Alberta, Canada.*
- Janzen, HH; CA Campbell; RC Izaurralde; BH Ellert; N Juma et al. 1998. Management effects on soil carbon storage on Canadian Prairies. *Soil Till. Res.* 47: 181-195.
- Jenkinson, DS & DS Powlson. 1976. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. I. Fumigation with chloroform. *Soil Biol. Biochem.* 8: 167-177.
- Juo, ASR; A Dabiri & K Franzluebbers. 1995. Acidification of a kaolinitic Alfisol under continuous cropping with nitrogen fertilization in West Africa. *Plant Soil* 171: 245-253.
- Kemper, WD. 1965. Aggregate stability. Pp. 425-442. In: Black, CA (ed.). *Methods of Soil Analysis. Part I. Agronomy, vol. 9, Am. Soc. Agron. Inc., Madison.*
- Khan, SA; RL Mulvaney; TR Ellsworth & CW Boast. 2007. The myth of nitrogen fertilization for soil carbon sequestration. *J. Environ. Qual.* 36: 1821-1832.

- Koutika, LS; N Dassonville; S Vanderhoeven; L Chapuis-Lardy & P Meerts. 2008. Relationships between C respiration and fine particulate organic matter (250-50µm) weight. *Eur. J. Soil Biol.* 44: 18-21.
- Kowalenco, CG; KC Ivarson & DR Cameron. 1978. Effect of moisture content, temperature and nitrogen fertilization on carbon dioxide evolution from fields soils. *Soil Biol. Biochem.* 10: 417-423.
- Lal, R; J Kimble; RF Follet & CV Cole (eds). 1998. The potential of U.S. Cropland to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect. CRC Press, Boca Raton, Florida. 104 pp.
- Lal, R; RF Follet & JM Kimble. 2003. Achieving soil carbon sequestration in the United States: A challenge to policy makers. *Soil Sci.* 168: 827-845.
- y dinámica en suelos pampeanos. Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires.
- Lavado, RS & MS Zubillaga. 2008. Efecto ambiental de la actividad industrial, la vida urbana y la producción agropecuaria. Pp. 365-394. En: Giuffré, L (ed.). *Agrosistemas: Impacto ambiental y sustentabilidad*. Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires.
- Liebig, MA; GE Varvel; JW Doran & BJ Wienhold. 2002. Crop sequence and nitrogen fertilization effects on soil properties in the Western Corn Belt. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66: 596-601.
- Lorenzatti, S & J Romagnoli. 2008. Ajustando la rotación a cada ambiente. Pp. 183-191. En: *Actas XVI Congreso de AAPRESID*. Rosario. Santa Fe, Argentina.
- Luo, Z ; E Wang & OJ Sun. 2010. Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agricultural soils? A meta-analysis of paired experiments. *Agric. Ecosyst. Environ.* 139: 224-231.
- Lupi, AM. 2001. Los fertilizantes nitrogenados y la acidificación del suelo. Adaptado de: SH Chien. Efecto de diferentes fuentes amoniacales sobre la acidificación del suelo. Reporte de International Fertilizer Development Center (IFDC). Disponible en: <http://www.fertilizando.com>. Consultada el 14/01/2010.
- Lützw, M; I Kögel-Knabner; K Ekschmitt; H Flessa; G Guggenberger et al. 2007. SOM fractionation methods: Relevant to functional pools and to stabilization mechanisms. *Soil Biol. Biochem.* 39: 2183-2207.
- Magid, J; A Gorissen & KE Giller. 1996. In search of the elusive "active" fraction of soil organic matter : three size-density fractionation methods for tracing the fate of homogeneously <sup>14</sup>C labeled plant materials. *Soil Biol. Biochem.* 28: 89-99.
- Magid, J & C Kjaergaard. 2001. Recovering decomposing plant residues from the particulate soil organic matter fraction: size versus density separation. *Biol. Fertil Soils* 33: 252-257.
- Malhi, SS; M Nyborg; JT Harapiak; K Heier & NA Flore. 1997. Increasing organic C and N in soil under bromegrass with long term N fertilization. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 49: 255-260.
- Mann, LK. 1986. Changes in soil carbon storage alter cultivation. *Soil Sci.* 142: 279-288.
- Martens, DA. 2000. Plant residue biochemistry regulates soil carbon cycling and carbon sequestration. *Soil Biol. Biochem.* 32: 361-369.
- McLauchlan, KK & SE Hobbie. 2004. Comparison of labile soil organic matter fractionation techniques. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68: 1616-1625.
- Meijboom, FW; J Hassink & M Van Noordwijk. 1995. Density fractionation of soil macroorganic matter using silica suspensions. *Soil Biol. Biochem.* 27: 1109-1111.

- Michelena, R; C Irurtia; F Vavruska; R Mon & A Pittaluga (eds). 1989. Degradación de suelos en el norte de la región pampeana. Publ. Téc. nº6, Proyecto de Agricultura Conservacionista. INTA EEA Pergamino.
- Mielniczuk, J; C Bayer; FM Vezzani; T Lovato; FF Fernández & L Debarba. 2003. Tópicos em Ciencia do Solo. Sociedade Brasileira de Ciencia do Solo 3: 165-208.
- Miglierina, AM. 1991. Materia Orgánica y Sistemas de Producción en la Región Semiárida Bonaerense. Tesis de Magíster en Ciencias del Suelo. Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca.
- Miglierina, AM; JO Iglesias; MR Landriscini; JA Galantini & RA Rosell. 2000. The effects of crop rotation and fertilization on wheat productivity in the Pampean semiarid region of Argentina. 1. Soil physical and chemical properties. *Soil Till. Res.* 53: 129-135.
- Minoldo, G; J Galantini; R Rosell; H Krüger & S Venanzi. 2008. Efecto de La fertilización sobre las fracciones orgánicas de suelo en diferentes rotaciones. Pp. 171-179. En: Galantini, JA (ed.). Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de Argentina. Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo.
- Monnier, G; C Turc & C Jeanson-Luusinang. 1962. Une méthode de fractionnement densimétrique para centrifugation des matières organiques du sol. *Annales Agronomiques* 13: 55-63.
- Morón, A. 2001. El rol de los rastrojos en la fertilidad del suelo. Pp. 387-405. En: Díaz-Rosello, R (ed.). Siembra directa en el Cono Sur. PROCISUR.
- Morón, A; V Gudelj; J Sawchik; C Galarza; H Marelli & J Arce. 2004. Indicadores de la calidad de suelo en lotes de producción agrícola con labranzas contrastantes en Córdoba Argentina. En: Actas del XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Paraná. Entre Ríos, Argentina.
- Mrabet, R; N Saber; A El-Brahli; S Lahlou & F Bessam. 2001. Total, particulate organic matter and structural stability of a Calcixeroll soil under different wheat rotation and tillage systems in a semiarid area of Morocco. *Soil Till. Res.* 57: 225-235.
- Mulvaney, RL; SA Khan & TR Ellsworth. 2009. Synthetic nitrogen fertilizers deplete soil nitrogen: a global dilemma for sustainable cereal production. *J. Environ. Qual.* 38: 2295-2314.
- Nicolardot, B & S Recous. 2001. Décomposition des résidus: une affaire d'histoire culturelle et de travail du sol. *Perspectives Agricoles* 272: 49-53.
- Nieder, R; DK Benbi & K Isermann. 2003. Soil organic matter dynamics. Pp. 345-408. In: Benbi, DK & R Nieder (eds). Handbook of processes and modeling in the soil plant system. New York: Haworth.
- OECD. 2002. Expert Meeting on Soil Organic Carbon Indicators for Agricultural Land. Ottawa, Canadá.
- Oorts, K; B Nicolardot; R Merckx; G Richard & H Boizard. 2006. C and N mineralization of undisrupted and disrupted soil from different structural zones of conventional tillage and no-tillage systems in northern France. *Soil Biol. Biochem.* 38: 2576-2586.
- Oorts, K; H Bossuyt; J Labreuche; R Merckx & B Nicolardot. 2007. Carbon and nitrogen stocks in relation to organic matter fractions, aggregation and pore size distribution in no-tillage and conventional tillage in northern France. *Eur. J. Soil Sci.* 58: 248-259.
- Parton, WJ; DS Ojima; CV Cole & DS Schimel. 1994. A general model for organic matter dynamics: sensitivity to litter chemistry, texture and management. Pp.



- 147-167. In: Bryant, B & RW Arnold (eds). Quantitative Model of Soil Forming Processes. Soil Sci. Soc. Am., Madison.
- Paustian, K; HP Collins & E Paul. 1997. Management controls on soil carbon. Pp. 15-49. In: Paul, EA; K Paustian; ET Elliot & CV Cole (eds). Soil organic matter in temperate agroecosystems: long-term experiments in North America. CRC Press Lewis Publishers, div. of CRC Press, Boca Raton, Florida. 33431.
- Paustian, K ; J Six ; ET Elliot & HW Hunt. 2000. Management options for reducing CO<sub>2</sub> emissions from agricultural soils. *Biogeochem.* 48: 147-163.
- Pecorari, C; J Guerif & P Stengel. 1990. Fitolitos en suelos pampeanos. Influencia sobre las propiedades físicas determinantes de la evolución de la estructura. *Ciencia del Suelo* 8: 135-141.
- Porter, KN; OR Jones; HA Torbert & PW Unger. 1997. Crop rotation and tillage effects on organic carbon sequestration in the semiarid southern Great Plains. *Soil Sci.* 162: 140-147.
- Powlson, DS & DS Jenkinson. 1981. A comparison of the organic matter, biomass, adenosine triphosphate and mineralization nitrogen contents of ploughed and direct-drilled soils. *J. Agric. Sci. Cambridge* 97: 713-721.
- Puget, P; C Chenu & J Balesdent. 1995. Total and young organic matter distributions in aggregates of silty cultivated soils. *Eur. J. Soil Sci.* 46: 449-459.
- Puget, P; J Balesdent & C Chenu. 1999. Dynamics of soil organic matter associated with primary particle size fractions of water-stable aggregates. *Eur. J. Soil Sci.* 51: 595-605
- Puget, P & LE Drinkwater. 2001. Short-term dynamics of root- and shoot-derived carbon from a leguminous green manure. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65: 771-779.
- Rasmussen, PE; RR Allmaras; CR Rhode & NC Roager. 1980. Crop residue influences on soil carbon and nitrogen in a wheat-fallow system. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44: 596-600.
- Rasmussen, PE & CR Rohde. 1989. Soil acidification from ammonium-nitrogen fertilization in moldboard plow and stubble-mulch wheat-fallow tillage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53: 119-122.
- Rasmussen, PE & WJ Parton. 1994. Long-term effects of residue management in wheat-fallow : I. Inputs, yield, and soil organic matter. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58: 523-530.
- Reeves, DW. 1997. The rol of soil organic matter in maintaining soil quality in continuos cropping system. *Soil Till. Res.* 43: 131-167.
- Richter, M; I Mizuno; S Aranguez & S Uriarte. 1975. Densimetric fractionation of soil organo-mineral complexes. *Soil Sci.* 26: 112-123.
- Rimatori, F; A Andriulo; C Sasal & M Bueno. 2002. La fertilización nitrogenada y algunas propiedades químicas edáficas con 20 años de siembra directa. En: *Actas del XVIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. Puerto Madryn. Chubut, Argentina.
- Sá, JCM; CC Cerri; MC Piccolo; BE Feigl; L Seguy et al. 2005. Acumulación de materia orgánica en suelos bajo siembra directa, con el pasar de los años. Pp. 13-20. *Conociendo el suelo*. AAPRESID. Rosario. Santa Fe.
- Sá, JCM & R Lal. 2009. Stratification ratio of soil organic matter pools as an indicator of carbon sequestration in a tillage chronosequence on a Brazilian Oxisol. *Soil Till. Res.* 103: 46-56.
- SAGPyA. 2006. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos. República Argentina. Disponible en: [www.sagpya.gov.ar](http://www.sagpya.gov.ar). Consultada el 06/08/2008.

- Salvagiotti, F; KG Cassman; JE Specht; DT Walters, A Weiss et al. 2008. Nitrogen uptake, fixation and response to fertilizar N in soybeans: A review. *Field Crops Res.* 108: 1-13.
- SAS Institute Inc. 2001. SAS/STAT User's guide, Version 8.2. 4th edition. Vol. 2. Cary, NC: SAS Institute Inc. 846 pp.
- Sasal, MC; A Andriulo & M Taboada. 2006. Soil porosity characteristics and water movement under zero tillage in silty soils in argentinian pampas. *Soil Till Res.* 87: 9-18.
- Schnitzer, M & SU Khan. 1978. *Soil organic matter*. Elsevier, Amsterdam.
- Schnitzer, M. 2000. A lifetime perspective on the chemistry of soil organic matter. *Adv. Agron.* 68: 1-58.
- Senigagliesi, C & M Ferrari. 1993. Soil and crop responses to alternative tillage practices. Pp 27-35. In: Buxton, DR, R Shibles, RA Forsberg, BL Blad, KH Asay, GM Paulsen & RF Wilson (eds). *International Crop Science. Crop Sci. Soc. Am. Madison, WI 53711, USA.*
- Senthilkumar, S; B Basso; AN Kravchenko & GP Robertson. 2009. Contemporary evidence of soil carbon loss in the U.S. Corn Belt. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 73: 2078-2086.
- Six, J; C Feller; K Deneb; S Ogle; J Moraes Sa & A Albrecht. 2002. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils - Effects of no tillage. *Agron. J.* 22: 755-775.
- Sokal, RR & FJ Rohlf. 1981. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. 2<sup>nd</sup> edition. WH Freeman and Company, San Francisco. 859 pp.
- Studdert, GA & HE Echeverría. 2000. Crop rotations and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamics. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 1496-1503.
- Thomas, G; R Wells & L Murdock. 1981. Fertilization and liming. Pp. 43-54. In: Phillips JR (ed.). *No-tillage Research: Research Reports and Reviews* University of Kentucky.
- Thomas, EA. 2003. Evolución de carbono orgánico edáfico en las series Hansen y General Baldissera bajo agricultura continua. Aplicación de un modelo de simulación. Tesis de Especialización. Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Mar del Plata – EEA Balcarce de INTA.
- Trumbore, SE. 1993. Comparison of carbon dynamics in tropical and temperate soils using radiocarbon measurements. *Global Biogeochem. Cycles* 7: 275-290.
- Vance, ED; PC Brookes & DS Jenkinson. 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* 19: 703-707.
- VandenBygaart, AJ; EG Gregorich & DA Angers. 2003. Influence of agriculture management on soil organic carbon: a compendium and assessment of Canadian studies. *Can. J. Soil Sci.* 83: 363-380.
- Vanotti, MB; LG Bundy & AE Peterson. 1997. Nitrogen Fertilizer and legume cereal rotation effects on soil productivity and organic matter dynamics in Wisconsin. Pp. 105-120. In: Paul, EA; K Paustian; ET Elliot & CV Cole (eds). *Soil organic matter in temperate agroecosystem. Long-term experiments in North America*. CRC Press, Inc. N.W., Boca Raton, Florida. 33431.
- Weil, R & F Magdoff. 2004. Significance of soil organic matter to soil quality and health. Pp. 1-43. In: Magdoff, F & RR Weil (eds). *Soil organic matter in sustainable agriculture*. CRC Press LLC, Boca Raton, Florida, 33431.
- West, TO & WM Post. 2002. Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: a global data analysis. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66: 1930-1946.

- Wright, AL & FM Hons. 2004. Soil aggregation and carbon and nitrogen storage under soybean cropping sequences. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68: 507-513.
- Wright, AL & FM Hons. 2005. Soil carbon and nitrogen storage in aggregates from different tillage and crop regimes. *Soil Biol. Biochem.* 69: 141-147.
- Yang, XM & BD Kay. 2001. Impacts of tillage practices on total, loose- and occluded-particulate and humified organic carbon fractions in soils within a field in southern Ontario. *Can. J. Soil Sci.* 81: 149-156.
- Zotarelli, L; BJR Alves; S Urquiaga; RM Boddey & J Six. 2007. Impact of tillage and crop rotation on light fraction and intra-aggregate soil organic matter in two Oxisols. *Soil Till. Res.* 95: 196-206.